ÉCOLE NATIONALE VÉTÉRINAIRE DE TOULOUSE
ANNEE 1981 N° 58

# CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE LA POLLUTION DES LACS: LE LAC DE NANTUA

## THÈSE

**POUR LE DOCTORAT VÉTÉRINAIRE**
**DIPLÔME D'ÉTAT**

*présentée et soutenue publiquement en 1981*
*devant l'Université Paul-Sabatier de Toulouse*
*par*

**Philippe, Bernard, Pierre BRUN**
*Né le 22 Décembre 1957 à AUXERRE (Yonne)*

Jury :

Président : M. BOURBON
Professeur à l'Université Paul-Sabatier de Toulouse

Assesseurs :
M. GODFRAIN
Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse

Mme BURGAT-SACAZE
Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse

Association des Élèves
E. N. V. T.

ÉCOLE NATIONALE VÉTÉRINAIRE DE TOULOUSE
ANNÉE 1981 N° 58

# CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE LA POLLUTION DES LACS: LE LAC DE NANTUA

## THÈSE

**POUR LE DOCTORAT VÉTÉRINAIRE**
**DIPLÔME D'ÉTAT**

*présentée et soutenue publiquement en 1981*
*devant l'Université Paul-Sabatier de Toulouse*
*par*

**Philippe, Bernard, Pierre BRUN**
*Né le 22 Décembre 1957 à AUXERRE (Yonne)*

Jury :

Président : M. BOURBON
Professeur à l'Université Paul-Sabatier de Toulouse

Assesseurs :
M. GODFRAIN
Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse
Mme BURGAT-SACAZE
Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse

Association des Élèves
E. N. V. T.

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE

# ECOLE NATIONALE VETERINAIRE DE TOULOUSE

Directeur ..... M. LAUTIE
Directeurs honoraires ..... M. PONS
M. FLORIO
Professeurs Honoraires ..... M. BRIZARD
M. BERTHELON
M. SAURAT

## PERSONNEL ENSEIGNANT

### CHAIRE DE PHARMACIE ET TOXICOLOGIE

Professeur titulaire ..... M. GODFRAIN
Professeur sans chaire ..... Mme BURGAT-SACAZE

Pharmacie et Toxicologie

### CHAIRE DE PHYSIQUE ET CHIMIE BIOLOGIQUES ET MEDICALES

Professeur titulaire ..... M. RICO
Professeur sans chaire ..... M. BRAUN
Maître-Assistant ..... M. BENARD

Physique biologique et médicale
Chimie Biologique et médicale

### CHAIRE D'ANATOMIE DES ANIMAUX DOMESTIQUES

Professeur titulaire ..... M. PAVAUX
Maître-Assistant ..... M. LIGNEREUX
Maître-Assistant ..... M. SAUTET

Anatomie descriptive - Extérieur
Anatomie appliquée - Tératologie

### CHAIRE DE PHYSIOLOGIE ET THERAPEUTIQUE

Professeur titulaire ..... M. RUCKEBUSCH
Professeur sans chaire ..... M. FARGEAS
Maître-Assistant Agrégé ..... M. TOUTAIN

Physiologie - Pharmacodynamie et Thérapeutique

### CHAIRE D'HISTOLOGIE - ANATOMIE PATHOLOGIQUE

Professeur titulaire ..... M. VAN HAVERBEKE
Professeur sans chaire ..... M. CABANIE
Maître Assistant Agrégé ..... M. MAGNOL

Histologie - Embryologie
Anatomie Pathologique

### CHAIRE D'HYGIENE ET D'INDUSTRIE DES ALIMENTS D'ORIGINE ANIMALE

Professeur titulaire ..... M. LABIE
Maître-de Conférences ..... M. EECHKOUTTE
Maître-Assistant agrégé ..... Mme BENARD

Hygiène, Inspection, Contrôle et Technologie
des Denrées alimentaires d'Origine Animale

### CHAIRE DE PARASITOLOGIE ET MALADIES PARASITAIRES

Professeur titulaire ..... M. DORCHIES
Maître de Conférences ..... M. FRANC
Maître-Assistant ..... M. DUCOS DE LAHITTE

Zoologie appliquée - Parasitologie externe
Parasitologie interne - Clinique

### CHAIRE DE SEMIOLOGIE ET PATHOLOGIE MEDICALE DES EQUIDES ET CARNIVORES

Professeur titulaire ..... M. LESCURE
Maître de Conférences ..... M. GUELFI
Maître-Assistant ..... M. REGNIER

Sémiologie et Pathologie Médicale des Equidés et Carnivores
Législation Vétérinaire et Déontologie Clinique

### CHAIRE DE PATHOLOGIE MEDICALE DU BETAIL ET DES ANIMAUX DE BASSE-COUR

Professeur titulaire ..... M. TOURNUT
Maître de Conférences ..... M. BEZILLE
Maître-Assistant ..... M. JOUGLAR

Sémiologie et Pathologie Médicale du Bétail
et des Animaux de Basse-Cour - Clinique
Clinique ambulatoire

### CHAIRE DE PATHOLOGIE CHIRURGICALE

Professeur titulaire ..... M. CAZIEUX
Maître-Assistant Agrégé ..... M. GENEVOIS
Maître-Assistant ..... M. AUTEFAGE

Propédeutique et Sémiologie Chirurgicale
Technique Chirurgicale - Pathologie
Chirurgicale - Clinique

### CHAIRE DE PATHOLOGIE DE LA REPRODUCTION

Professeur titulaire ..... M. FERNEY
Professeur sans chaire ..... M. ROYAL
Maître-Assistant Agrégé ..... M. TAINTURIER

Sémiologie et Propédeutique - Pathologie
de la Reproduction - Obstétrique - Clinique

### CHAIRE DE MALADIES CONTAGIEUSES - ZOONOSES - LEGISLATION SANITAIRE

Professeur titulaire ..... M. CHANTAL
Maître de Conférences ..... M. GANIERE
Maître-Assistant ..... M. PICAVET

Maladies Contagieuses - Zoonoses
Législation Sanitaire

### CHAIRE DE PATHOLOGIE GENERALE - MICROBIOLOGIE - IMMUNOLOGIE

Professeur titulaire ..... M. LAUTIE
Maître-Assistant ..... M. PELLERIN

Microbiologie - Immunologie
Pathologie Générale

### CHAIRE DE ZOOTECHNIE ET ECONOMIE RURALE

Professeur titulaire ..... M. QUEINNEC
Professeur sans chaire ..... M. DARRE
Maître-Assistant ..... Mme QUEINNEC

Ethnologie - Génétique appliquée
Hygiène Générale - Zootechnie - Elevage
Economie Générale et des Productions Animales

### CHAIRE D'ALIMENTATION

Professeur titulaire ..... M. FALIU
Professeur sans chaire ..... M. GRIESS

Botanique appliquée et bromatologie
Agronomie - Alimentation

### CHARGES D'ENSEIGNEMENT

MM. Les Professeurs ANGELIER, ARMENGAUD, AUVERGNAT, BLANC, BOURBON, COMBES, COMBRET, CROS, FERNET, LE BIHAN, MAZENC, RIVES

La Faculté et l'Ecole déclarent n'être pas responsables des opinions émises par les candidats (délibération de la Faculté en date du 10 mai 1891 et du Conseil de l'Ecole en date du 13 juin 1924).

A NOTRE PRESIDENT DE THESE

MONSIEUR LE PROFESSEUR BOURBON
de l'Université Paul Sabatier de Toulouse

qui nous a fait l'honneur d'accepter
la présidence de notre jury de thèse.

Hommage respectueux

A NOTRE JURY DE THESE

Monsieur le Professeur GODFRAIN
de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse

Qui a bien voulu accepter le sujet de notre thèse, et nous guider dans notre travail.
Qu'il trouve ici l'expression de notre plus vive gratitude pour ses conseils judicieux.

Madame le Professeur BURGAT-SACAZE
de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse

En témoignage de notre admiration pour l'enseignement qu'elle donne, pour son dynamisme et son humour.

Hommage respectueux.

Nous voudrions remercier tout spécialement :

- les membres de l'I NRA de Thonon-les-Bains, pour la gentillesse avec laquelle ils nous ont fourni les documents nécessaires.

- le S I V O M de Nantua, pour leur collaboration.

- ainsi que tous ceux qui, par leur aide, par leur accueil chaleureux, ont contribué à la réalisation de ce travail.

# PLAN


INTRODUCTION 1

I - LE LAC DE NANTUA : EUTROPHISATION PROGRESSIVE. 3

A - Présentation du lac. 3

B - Le lac de Nantua, au début du siècle. 3

C - Le lac de Nantua, en 1947. 7

D - Principales études effectuées : de 1964 à 1972. 11

1 - MATERIEL ET METHODES UTILISEES 12

2 - RESULTATS 15

2.1 - Pluviométrie 15

2.2 - Débits. Bilan hydrique 15

2.3 - Insolation 17

2.4 - Température de l'air 18

2.5 - Transparence 18

2.6 - Température du lac 19

2.7 - Oxygène, demande biochimique en oxygène 20

2.8 - Oscillaires 24

2.9 - Chlorophylle a et caroténoïdes 25

2.10- A.D.N. 26

2.11- Phosphore minéral soluble 26

2.12- Phosphore total 32

2.13- Azote 33

2.14- Sulfates 39

2.15- Calcium 40

2.16- Sédiments et minéralisation 41

3 - ETUDES STATISTIQUES 43

3.1 - Calcul des coefficients de corrélation totale 43
3.2 - Calcul de formule de régression progressive 44
3.3 - Analyse factorielle des correspondances 44

II - TRAITEMENT DU LAC 48
A - Dérivation des effluents 48
B - Réoxygénation des eaux profondes 49
C - Programme d'étude du lac 52

III - QUE PEUT-ON FAIRE POUR SAUVER LES LACS ? 54

A - L'Eutrophisation 54
1 - Définition 54
2 - Symptômes 55
3 - Conséquences 56
4 - Etiologie 57

B - Protection et traitement du lac 59
1 - Prophylaxie 60

1.1 - Intervention sur les facteurs énergétiques 60
1.2 - Intervention sur le bassin versant 60

1.2.1. - Dérivation et épuration des effluents 60
1.2.2. - Traitement des effluents 61
1.2.3. - Modification des pratiques agricoles, urbaines et ménagères, des produits et techniques de production. 63

2 - Traitement 63
2.1 - Dilution des eaux du lac 64
2.2 - Siphonage 64
2.3 - Aération de l'hypolimnion 64
2.4 - Circulation, destratification 65
2.5 - Récoltes 66
2.6 - Inactivation, précipitation 67
2.7 - Action directe sur les organismes et contrôle de leur prolifération. 67
2.8 - Intervention sur le sédiment 67

CONCLUSION 70

De temps à autre, les "mass media" nous parlent des lacs, ou plutôt, ajoutent, sous un titre fracassant, "un nouveau lac pollué" à une liste déjà longue.

Le public apprend ainsi soudain "Le Léman menacé de devenir rouge", ou bien "Le lac de Nantua devra subir une cure de rajeunissement". Règulièrement, des lacs, que beaucoup de gens croyaient purs, ou du moins peu sales, apparaissent soudain pollués entièrement, ou même qualifiés d'un terme inconnu et mystérieux: eutrophe. Même les grands lacs américains ne sont pas épargnés.

Et pourtant, c'est un mal qui est arrivé lentement, et qui aurait pu être évité.

Le lac de Nantua n'a pas échappé à cette pollution, ou plutôt à cette eutrophisation.

Il y a bien longtemps déjà, Alexandre Dumas s'émerveillait de "ce joli petit lac bleu saphir enchâssé entre deux montagnes comme un bijou précieux que la création craindrait de perdre". Ce lac de Nantua apparaît si pur à tout le monde... Alors, à quoi bon se gêner ? Et de tout temps, les habitants de Nantua ont rejeté leurs eaux usées directement dans le lac.

Aujourd'hui, après une longue étude du lac, et un traitement qui a duré quelques années, et dure toujours, le lac a été en grande partie épuré.

Mais beaucoup de gens n'ont pas encore pris conscience que les lacs sont un milieu fragile qu'il faut préserver.

Nous nous proposons ici, de suivre l'évolution du lac depuis le début du siècle jusqu'à nos jours, et aussi de présenter cet enrichissement excessif, cette maladie, qu'est l'eutrophisation. Enfin, nous essaierons de voir quelles mesures peuvent être prises pour protéger les lacs.

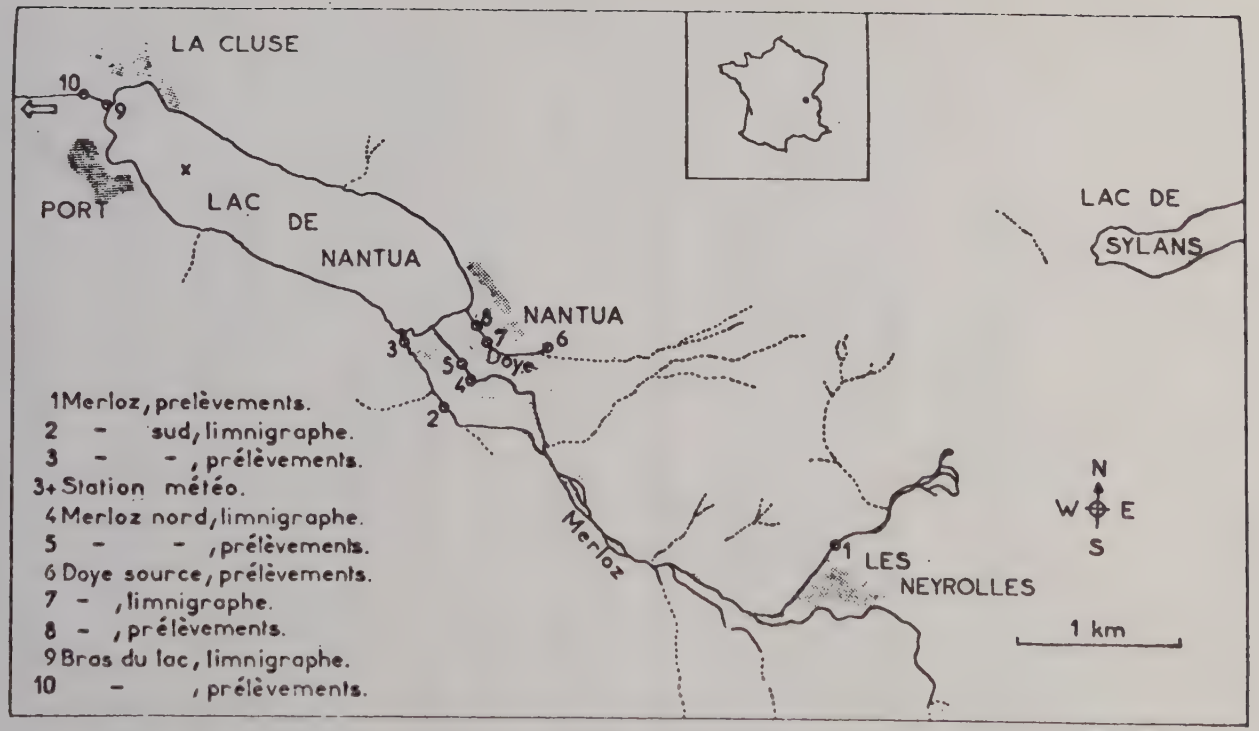



FIG. 1. — *Carte du réseau hydrographique étudié*

Les zones d'habitation dense sont en grisé. En pointillé le trajet des ruisseaux intermittents.
La source du Merloz est au nord est des Neyrolles et est alimentée par des infiltrations provenant du lac de Sylans

# I - LE LAC DE NANTUA : EUTROPHISATION PROGRESSIVE

## A - PRESENTATION DU LAC

Le lac de Nantua est situé immédiatement au nord-ouest de la ville de Nantua, dans le massif du Jura français, département de l'Ain.

L'altitude de la surface du lac est de 475 m, sa superficie de 141 ha, et sa profondeur maximale est de 42,9 m. Il présente une longueur de 2,5 km sur une largeur de 0,6 km.

Le lac est étiré dans le sens est-ouest. Il repose dans une cluse dont un versant est tapissé de sapins noirs, et l'autre fait de rochers abrupts tombant verticalement dans le lac.

La ville de Nantua est traversée par deux rivières : la Doye et le Merloz. Cette dernière est dissociée en deux bras dans la ville (Merloz nord et Merloz sud). Ces deux affluents proviennent de sources situées à quelques kilomètres plus à l'est.

A l'extrémité ouest, le lac s'évacue par un bras qui gagne la rivière l'Oignin, affluent de l'Ain, en séparant la petite agglomération de Port, au sud, de celle de Montréal-La Cluse au nord. (voir fig. 1).

## B - LE LAC DE NANTUA AU DEBUT DU SIECLE.

En 1927, une étude du lac de Nantua a été effectuée par L. LEGER, Directeur de l'Institut d'Hydrobiologie et de Pisciculture de l'Université de Grenoble (16). La recherche des différentes variables biochimiques et des caractères physiques du

lac n'en était pas le but. Il s'agissait d'essayer de restaurer le lac, de rétablir un équilibre piscicole productif, selon ses propres termes. LEGER s'est donc beaucoup plus intéressé à la faune et à la flore du lac qu'aux conditions physiques et biochimiques. Celles-ci servent essentiellement à expliquer l'état piscicole du lac. Néanmoins, il s'agit de la seule étude du début du siècle du lac de Nantua.

Aux deux extrémités du lac se trouvent deux zones de faible profondeur, disposées en arc : les beines d'amont et d'aval. Il s'y développe une végétation submergée ou flottante, favorable aux Cyprinidés. Par contre, tout le long des deux rives, il s'agit d'une pente abrupte et caillouteuse, avec très peu de roseaux ou de joncs.

Déjà à cette époque, LEGER avait assimilé le lac de Nantua, par son profil, à un immense bassin de décantation des eaux amenées par le système affluent. Il a même employé les termes "bassin d'épuration". Dans les eaux amenées au lac, si un bras du Merloz présentait une eau relativement pure, la Doye était l'égout naturel de Nantua.

En hiver, la température du lac est sensiblement la même aux différentes profondeurs. En été, par contre, il y a stratification, avec une température décroissante de la surface au fond. Toutefois, en atteignant le fond, on note une légère augmentation de la température, attribuée à des fermentations profondes. La couche du "saut thermique", ou thermocline, se trouve en été, entre 7 et 9 m de profondeur.

LEGER précise que le thermocline partage le lac en deux étages piscicoles: un étage supérieur, à Cyprinidés, qui va de la surface à 6-8 m de profondeur ; et un étage inférieur, à Salmonidés, où l'eau fraîche offre à ces poissons la température appropriée à leur activité physiologique.

Il y a d'autre part, des zones de refroidissement au niveau des affluents, qui apportent des eaux plus froides, propices aux Salmonidés.

Le lac de Nantua est situé en plein bassin calcaire, et est donc très riche en carbonate de chaux.

La transparence, mesurée avec le disque de SECCHI, varie autour de 2,50m.

Des mesures de la teneur en oxygène dissous des eaux du lac, de la surface jusqu'à une profondeur de 10m, ont montré une teneur voisine de la saturation, ou la dépassant, soit 8 $cm^3$/litre à la surface, 8.2 $cm^3$/litre à 5m , 7.1 $cm^3$/litre à 10m. Puis l'oxygène diminue progressivement avec la profondeur, pour atteindre 5 $cm^3$ à 40m (alors que DELEBECQUE, en 1894, avait trouvé 1.7 $cm^3$). Après avoir fait des prélèvements en profondeur à différents endroits qui ont révélé des fonds minéraux (sans dépôts de matières organiques), LEGER explique le désaccord par le fait que les données de DELEBECQUE ne concernaient qu'un point localisé du fond du lac.

Des examens bactériologiques, pratiqués le 6 Août 1923, ont permis de constater que le nombre des bactéries était, en surface, quatre fois plus important aux abords de Nantua qu'à l'extrémité aval, et que les germes recueillis à l'aval ne renfermaient plus ni bactéries liquéfiantes, ni chromogènes, ni moisissures.

Le 4 Juin 1925, il a été trouvé une quantité égale de bactéries de contamination en surface au milieu du lac, et à la beine d'amont. Des sondages bactériologiques, pratiqués au milieu du lac, ont montré que la teneur en bactéries va en diminuant jusqu'à une profondeur de 30m, pour augmenter vers 40m.

Ceci montre, d'une part l'importance de l'apport de matières organiques en décomposition à l'extrémité amont, d'autre part l'insuffisance de l'autoépuration en profondeur au moins en été, alors qu'elle est présente en surface.

L'importance de l'apport en matières organiques associé au renouvellement peu conséquent des eaux du lac, compte-tenu de son volume, constitue une véritable tare pour le lac.

L'épuration insuffisante en profondeur permet d'expliquer la raréfaction de l'oxygène, et favorise le développement d'algues comme *Oscillatoria rubescens* qui donne aux eaux une teinte pourpre, ainsi que l'existence d'épidémies sévissant de temps à autre sur les poissons de fonds herbeux (comme les gardons et les brèmes).

Déjà, à cette époque, on a pu noter l'envahissement, à certaines périodes (rares heureusement), du lac par *Oscillatoria rubescens*, dont les filaments, en flottant à la surface, donnent une teinte pourpre à l'eau. Une coloration rouge du lac est apparue en Février et Mars 1921, puis en Septembre 1922.

LEGER s'est surtout intéressé à la présence de poissons dans le lac. Du point de vue statistique, il n'y a eu que quatre espèces de poissons d'un réel intérêt économique. La perche et la truite, qui étaient des espèces communes de 1868 à 1910, se sont raréfiées en 1926. Le gardon blanc, rare en 1868, est devenu commun dès 1903, tandis que le brochet, rare en 1868, fréquent de 1903 à 1910, a disparu lors des recherches de 1926.

L'ablette , introduite en 1903, est en bonne voie de multiplication en 1926. L'omble-chevalier, poisson demandant des fonds bien pourvus en oxygène, a disparu du lac, malgré les nombreuses introductions dont il a été l'objet.

LEGER conclut en constatant que le lac de Nantua est un lac eutrophe, qui, alimenté par des eaux fraîches, peut héberger des Salmonidés. Les Cyprinidés doivent pouvoir trouver leur séjour normal dans l'épilimnion, ainsi que l'omble-chevalier dans les grandes profondeurs.

Il propose, pour aménager le lac, en ce qui concerne les Cyprinidés (gardon blanc, brème, tanche, ablette), de protéger et favoriser la multiplication par des frayères et par l'amélioration des beines, en ce qui concerne les Salmonidés (truite, omble-chevalier), de favoriser l'accès, aménager des frayères, et pratiquer des repeuplements artificiels.

Enfin, pour les rapaces purs (perche, brochet), il préconise de surveiller leur extension et d'aménager des lieux de frayères.

Nous pouvons donc voir que l'étude de LEGER n'est pas d'un grand apport, mais elle est une des rares études du lac, datant du début du siècle.

En 1927, la ville de Nantua décida de construire un réseau d'égout; mais ces égouts ne pouvaient qu'aggraver la situation, car toutes les eaux usées de Nantua se déverseraient dans le lac. Quelques spécialistes, consultés, estimèrent que le pouvoir de dilution et d'épuration du lac était suffisant pour autoriser ce rejet sans épuration préalable, mais ils demandèrent que soient mis en œuvre des bassins de décantation entre les égouts et le lac (20). Mais une décision du Ministère de l'Intérieur, du 24 Avril 1929, autorisa la municipalité de Nantua à ne pas les construire.

## C - LE LAC DE NANTUA EN 1947.

En 1947, a paru, dans les Annales Nationales des Eaux et Forêts, une étude de E. HUBAULT, intitulée :

"Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'est de la France" (11).

Cette étude intéressait bien sûr le lac de Nantua, mais surtout les lacs de Gérardmer dans les Vosges, du Bourget et d'Annecy. Pour le lac de Nantua, il s'agit surtout d'une étude thermique et chimique, et d'une étude piscicole sommaire en rapport avec celle de LEGER.

Les prises d'eau dans le lac se faisaient à la bouteille RUTTNER, chaque échantillon versé ensuite dans une ampoule thermos isolante, d'un litre, en verre Pyrex. Cette ampoule permettait de conserver les qualités de l'eau et sa température jusqu'à analyse .

Les températures ont été prises au thermomètre à renversement, le 23 Septembre 1937, et ont montré une température variant peu de 0 à 10 m (13°9 à 12°7), puis une chute brusque (7° 24 à -15 m) allant jusqu'à 5° 83 au fond.

HUBAULT peut donc déterminer 3 zones dans le lac : l'épilimnion de 0 à 7,5 m , le thermocline de 7,5 à 17,5 m et l'hypolimnion de 17,5 m au fond.

La transparence des eaux a été mesurée au disque de SECCHI. HUBAULT a obtenu une transparence de 1,50 m le 23 Septembre 1937. On peut noter une nette diminution par rapport à LEGER (2,50 m en 1927).

Le pH a été mesuré électriquement, et montre une variation de 6,9 (au fond) à 7,7 (en surface). Il est à noter une diminution du pH au niveau du thermocline (6,8 à 10 m).

L'oxygène dissous a été mesuré par la méthode de WINKLER, le 23.09.1937.

| Profondeur | $O_2$ dissous mg/l (23.9.1937) | $O_2$ dissous mg/l (15.8.1894) |
|---|---|---|
| Surface | 11,52 | 11,03 |
| 5 m | 11,56 | 11,72 |
| 10 m | 10,79 | 10,15 |
| 15 m | 2,85 | |
| 20 m | 5,52 | 8,40 |
| 25 m | 5,22 | |
| 30 m | 6,84 | 7,49 |
| 35 m | 0,99 | |
| 40 m | 0,39 | |
| 41,25 m | 0,39 | 2,56 |

Nous pouvons noter une sursaturation des eaux dans la zone de l'épilimnion. Celle-ci est due à un abondant dégagement d'oxygène par la synthèse chlorophyllienne du plancton végétal. Mais il y a désoxygénation importante dans le métalimnion. Ce phénomène serait du à l'accumulation, dans ce métalimnion, de matières organiques provenant de la mort du plancton, retenu à ce niveau par la différence de densité entre l'eau épilimnique et l'eau hypolimnique.

Puis l'oxygène réapparait un peu dans l'hypolimnion pour disparaître dans le fond. La réserve d'oxygène est insuffisante en été et en automne pour pouvoir minéraliser la matière organique. L'oxygène est vite épuisé par la fermentation, et les fonds en sont donc pratiquement dépourvus.

Nous pouvons noter une évolution par rapport aux mesures de DELEBECQUE en 1894. Dans l'hypolimnion, la teneur en oxygène a fortement diminué, et les fonds sont pratiquement dépourvus d'oxygène, alors que celui-ci y était encore présent en 1894.

D'autre part, HUBAULT a noté une divergence entre les dosages d'oxygène réalisés par DELEBECQUE, lors de la période de stagnation estivale, et par LEGER à la fin de la période de circulation, à 40m de profondeur. Or des expériences effectuées dans le but de réempoissonnement d'un lac doivent être faites à la fin de la stagnation estivale, au moment où la stratification de l'oxygène est la plus prononcée.

Le $CO_2$ libre et le $CO_2$ des bicarbonates ont été dosés par la méthode de WERESCAGIN.

Le lac se trouve être dans un bassin calcaire, il y a une forte quantité de bicarbonates au fond (182,3 mg/l).

En été, le gaz carbonique libre est absorbé par le plancton, et nous avons donc une teneur très faible en $CO_2$ libre à la surface (2,8 mg/l). Le carbonate de calcium précipite par contre de façon abondante.

Nous pouvons noter l'abondance du $CO_2$ libre produit par la décomposition des matières organiques dans le fond du lac (20,8 mg/l), et, à un degré moindre, dans le thermocline (14,2 mg/l).

L'azote ammoniacal a été mesuré par dosage colorimétrique, au photomètre différentiel, en utilisant le réactif de NESSLER et une solution alcaline.

L'azote nitreux est dosé par la méthode de GRIESS adaptée au photomètre différentiel.

Enfin l'azote nitrique est dosé par le procédé d'AUTENRIETH.

Les résultats montrent la présence d'azote ammoniacal et d'azote nitreux uniquement dans le fond (0,5 à 1,2 mg/l pour le premier à partir de 35 m, des traces pour le second). L'azote nitrique varie de 0,01 mg/l à 5 m, à 0,1 mg/l à 30 m, et disparait au fond (dès 35 m) et en surface.

Dans un lac de type oligotrophe, les valeurs d'azote nitrique sont de l'ordre de 0,20 à 0,30 mg/l, de la surface au fond, l'azote ammoniacal étant pratiquement nul.

Par contre, dans un lac eutrophe, l'azote nitrique est présent en moins grande quantité, ayant diminué dans l'épilimnion et disparu au fond, et l'azote ammoniacal est relativement abondant dans l'hypolimnion.

Nous pouvons donc constater que le lac de Nantua est déjà à classer parmi les lacs eutrophes, sans toutefois avoir atteint un stade irrémédiable.

Il est dommage que HUBAULT n'aitpas fait de dosages de phosphore.

Au point de vue organismes, HUBAULT a noté la présence d'*Oscillatoria rubescens* et de bactéries liquéfiant la gélatine. Il conclut donc, en s'opposant à LEGER (16), en estimant qu'il n'y a pas de place dans le lac pour une seule espèce de Salmonidés de profondeur.

En fin 1946, le service local des Eaux et Forêts avait noté la présence, dans le lac, de truites, tanches, rotengles, gardons, ablettes mirandelles, brèmes et perches.

Il y a donc d'une façon générale, les mêmes poissons qu'en 1927. Le brochet a disparu, et l'omble-chevalier n'a pas pu s'y implanter. L'omble-chevalier est un Salmonidé qui vit dans les eaux profondes des lacs, et sa présence est synonyme du bon état de ces eaux.

Durant le printemps et l'été, les Cyprinidés et la perche vivent, quand les eaux sont claires, par 4 à 7 m de profondeur. Si les eaux deviennent troubles, ils remontent aux environs de 1 à 3 m de la surface. En automne et en hiver, ils rechercheraient des eaux moins froides, et redescendent vers 12 à 15 m de profondeur.

La truite reste toute l'année entre 3 et 15 m de profondeur suivant les poissons qu'elle consomme. Etant donné l'état d'eutrophie du lac, et la raréfaction de l'oxygène dissous dans les eaux profondes, elle pourra continuer à vivre, en se raréfiant toutefois, si elle ne descend pas en dessous de 15 m.

Il est à noter que la pollution des eaux a rejailli sur l'écrevisse : on a pu constater la présence de télohariose sur l'écrevisse.

HUBAULT conclut en précisant que les rives naturelles, plages caillouteuses et forêts de roseaux sont indispensables, car elles servent de frayères aux poissons, ainsi que de réserve de nourriture, par la présence de vers, de larves d'insectes..... Mais il estime que le lac de Nantua n'hébergera plus que des espèces rebelles à la pollution, et faibles consommatrices d'oxygène dissous.

Il estime que la situation ne peut pas s'améliorer, car les égouts de la ville se déversent dans le lac sans aucune épuration. Le renouvellement des eaux étant insuffisant, l'état du lac ne peut d'aucune façon s'améliorer de lui-même.

## D - PRINCIPALES ETUDES EFFECTUEES DE 1964 A 1972

Les principales études du lac de Nantua ont été effectuées par des chercheurs de la station d'hydrobiologie lacustre de l'I.N.R.A. de Thonon.

Après des travaux préliminaires réalisés par P. VIVIER, A.ORAND, S. SERRUYA (17) (18) (22) (23) (25) (26) (27) (28), les études les plus complètes sont celles effectuées par J. et M. FEUILLADE (6), qui dura de Mai 1969 à Mai 1972, et par J. FEUILLADE et A. ORAND (8).

## 1 - MATERIEL ET METHODES UTILISEES

J. et M. FEUILLADE ont prélevé des échantillons au milieu de la petite plaine centrale du lac, à la station désignée par le numéro 5, localisée par une bouée. Les échantillons d'eau ont été prélevés en surface, puis aux profondeurs de 2.5m , 5m , 7.5m, 10m, 20m, 30m et à 1 m du fond. (voir fig. 1)

Les prélèvements ont été faits grâce à une bouteille de type VAN DORN, de 7 litres de capacité. L'eau est ensuite répartie dans différents flacons pour les analyses (réalisées le lendemain), et dans une bouteille thermos pour le dénombrement des organismes.

La température est mesurée de mètre en mètre à l'aide d'une sonde à thermistance METRIX.

La transparence est déterminée à l'aide du disque de SECCHI.

Le pH est mesuré par colorimétrie dès le prélèvement fait.

L'oxygène est fixé sur place, puis dosé au laboratoire selon la méthode de WINKLER.

Au laboratoire de chimie, la conductivité est mesurée avec un pont électrique, mesure basée sur le principe du pont de WHEATSTONE. Les sulfates sont mesurés par turbidimétrie à l'aide d'un spectrophotomètre.

Les différentes formes de l'azote, le chlore sont dosés sur une chaine TECHNICON, les métaux par spectrophotométrie d'absorption atomique. L'azote total est obtenu après une minéralisation selon KJELDAHL, suivie d'une colorimétrie selon NESSLER.

Le phosphore minéral soluble est mesuré suivant la technique de MURPHY et RILEY (1962). Le phosphore total est mesuré de la même façon, mais après minéralisation acide.

Au laboratoire de physiologie algale, l'ADN est dosé par fluorescence suivant la technique de HOLM-HANSEN (1968).

La chlorophylle est dosée, sur le plancton filtré sur membrane MILLIPORE AA, au spectromètre, et calculée selon les formules de STRICKLAND et PARSONS (1968).

Le comptage des algues, *Oscillatoria rubescens*, et *Oscillatoria agardhii*, est fait sur l'eau brute filtrée sur membrane MILLIPORE. La lecture au microscope est faite en contraste de phase.

J. FEUILLADE et A. ORAND ont, pour leur étude, utilisé plusieurs points de prélèvement, situés : sur le Merloz avant l'agglomération des Neyrolles, à l'embouchure du Merloz sud, sur le Merloz nord dans Nantua, à la source et à l'embouchure de la Doye, enfin au bras du lac.

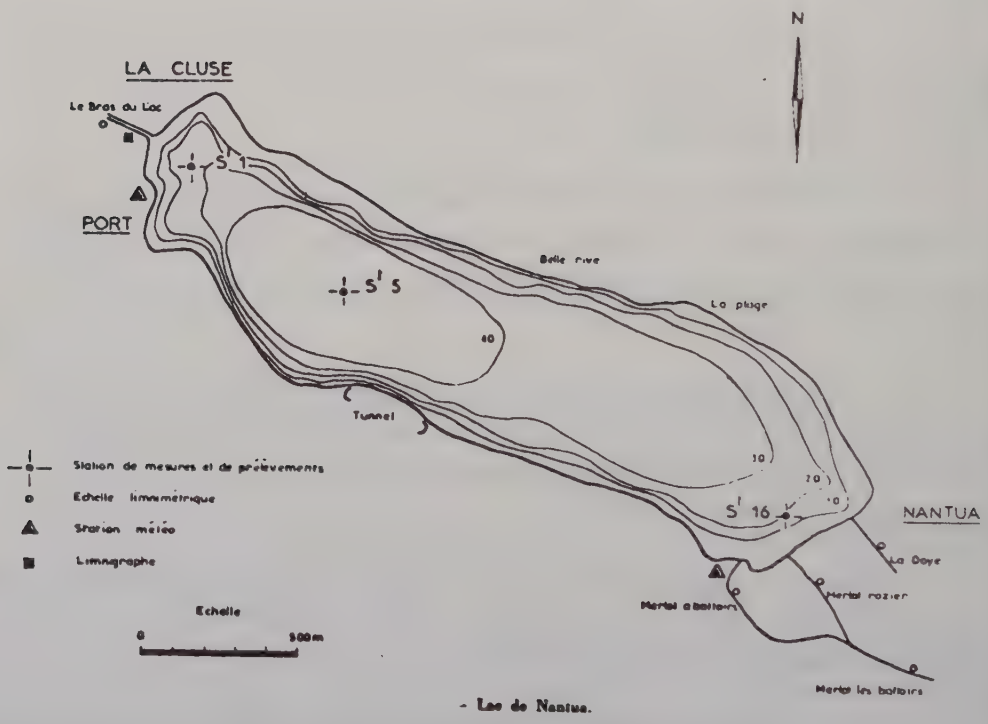
Des limnigraphes sont placés sur les 3 affluents permanents, ainsi qu'à l'émissaire du lac. La pluviométrie est mesurée avec des pluviographes CERF, l'insolation avec un héliographe JORDAN, la température moyenne de l'air avec un thermographe RICHARD.

Les analyses physicochimiques et biologiques des eaux sont effectuées selon les mêmes techniques que celles utilisées par J et M. FEUILLADE (6), les nombres d'algues étant repris de la même publication.

L'analyse statistique a été réalisée au laboratoire de Biométrie du C.N.R.Z. de Jouy-en-Josas.

P.VIVIER, S.SERRUYA et A. ORAND ont réalisé plusieurs prélèvements, chaque mois, en divers points du lac :

- station $S_1$ près de l'émissaire du lac, à la Cluse,
- station $S_5$
- station $S_{16}$, près de la rive de Nantua, le plus près des affluents du lac et de l'arrivée des collecteurs d'égouts.




- Lac de Nantua.

Fig. 2

## 2 - RESULTATS

### 2.1 - Pluviométrie

Les pluies interviennent sur l'eutrophisation d'un lac, à un degré moindre que les facteurs humains (effluents urbains, apports agricoles et industriels), mais elles ont une certaine importance. Mis à part l'augmentation du débit des affluents, elles aggravent le rôle de certains facteurs d'origine humaine : les apports agricoles. En effet, les engrais ont une part importante dans les cultures, et les pluies, par le lessivage de ces cultures, entrainent l'azote et le phosphore des engrais, du bassin versant vers le lac. Elles sont donc un facteur aggravant, de second ordre, mais intervenant tout de même, en relais, entre l'utilisation d'engrais sur les cultures du bassin versant, et l'apport de substances nutritives au lac.

4 pluviographes ont été placés sur les 50,3 $km^2$ du bassin versant.

Dans l'étude de FEUILLADE et ORAND (8), deux seulement ont été utilisés : celui de Nantua (placé au bord du lac), et celui de la Ferme de la Tour (situé à 811 m, à une altitude voisine du point culminant du bassin versant direct du lac).

1969, 1971 et 1972 ont été des années de pluviosité faible, alors que 1970 a été très pluvieuse surtout en Février et Avril. Ces deux mois, ainsi que Juin et Novembre, sont, d'une manière générale, les mois les plus pluvieux.

### 2.2 - Débits - Bilan Hydrique

Une étude des débits a été réalisée de 1966 à 1972, par A. ORAND et J. GAGNAIRE (17)(18), puis par J. FEUILLADE et A. ORAND (8).

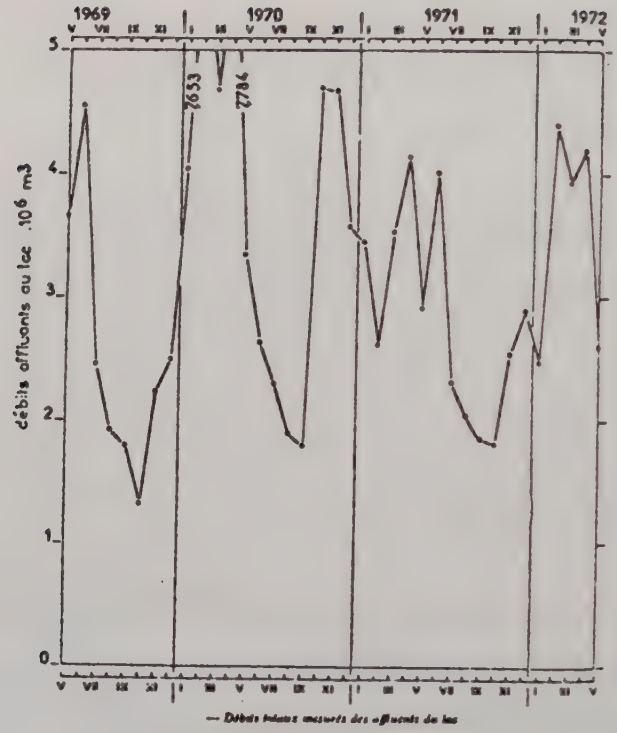

1969
1970
1971
1972
débits affluents au lac .10⁶ m3
7653
7784
— Débits bruts mesurés des affluents du lac

Fig. 3

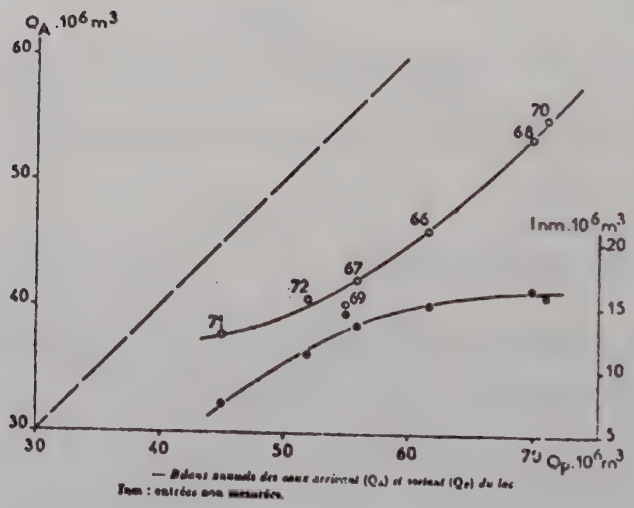

$Q_A$ .10⁶m³
Inm.10⁶m³
$Q_P$.10⁶m³
70
68
66
67
72
69
71
— Débits annuels des eaux arrivant ($Q_A$) et sortant ($Q_P$) du lac
Tous : entrées non mesurées.

Fig. 4

Les plus fortes entrées au lac se situent de Novembre à Février. Chaque année, il y a une forte période d'étiage couvrant Juillet et Août, et pouvant s'étendre jusqu'à Octobre. Alors que les apports par les affluents, depuis 1966, dépassent rarement $5.10^6$ $m^3$, en 1970, de Janvier à Mai, nous pouvons noter de très fortes arrivées (plus de $7.10^6$ $m^3$), ainsi qu'en Octobre et Novembre de la même année.

Le débit arrivant au lac comprend les apports par les rivières, la pluie tombant sur le lac, et celle tombant sur le bassin draîné directement par le lac après déduction de l'évaporation correspondant à la même superficie. Le bilan annuel montre un excès systématique et relativement important des sorties sur les entrées.

Cela laisse donc supposer l'existence d'arrivées au lac non mesurées. Ces arrivées proviendraient de sources sous-lacustres, lesquelles n'ont pu être localisées dans le lac, et donc ne peuvent être analysées chimiquement. Toutefois, J. FEUILLADE et A. ORAND (8) estiment que ces arrivées cachées sont légèrement supérieures à 20 % des sorties, et supposent leurs teneurs identiques à celles trouvées dans les eaux de la source de la Doye. (voir fig. 3 et 4)

## 2.3 - Insolation

L'insolation intervient sur le cycle de stagnation et de circulation dans un lac, mais aussi sur la production biologique dans le lac. Il s'agit d'un facteur qui, par la pénétration de lumière, par l'apport d'énergie, favorise la production de plancton, le développement d'algues. Si l'insolation intervient bien dans l'eutrophisation d'un lac, il s'agit d'un facteur naturel, et contre lequel il est difficile de lutter.

Les mesures effectuées par J. FEUILLADE et A. ORAND (8), de 1969 à 1972, montrent un cycle annuel régulier, avec un minimum en Décembre (compris entre 0 et 20 heures), et un maximum en Juin ou Juillet (voisin de 200 heures par mois).

Mais il faut noter que ce type de mesure est assez imparfait. En effet, il ne tient compte ni de l'énergie incidente, ni de la fraction qui pénètre dans l'eau. Ainsi une heure d'insolation ne représente pas la même quantité d'énergie mise à la disposition du phytoplancton, selon qu'elle est en Janvier ou en Juillet.

D'autre part, la présence d'une falaise de près de 400m au sud, proche du lac, produit une zone d'ombre qui s'étend plus ou moins sur le plan d'eau. Cette falaise, due à la montagne proche, diminue l'énergie disponible, et en modifie sa répartition sur le lac.

## 2.4 - Temperature de l'air

Les prises de température de l'air montrent, comme pour l'insolation, un cycle annuel régulier (8).

Si les température minimales sont de moins en moins basses, de 1969 à 1972, il y a eu par contre un refroidissement général de la région. En effet, la période de froid a augmenté d'importance, avec une chute plus rapide des températures, et une remontée plus lente. Néanmoins, 1972 a montré un réchauffement progressif plus tôt.

## 2.5 - Transparence.

La présence de matières en suspension, de matières organiques provenant du plancton et du benthos, diminue la transparence des eaux dans un lac eutrophe. Par contre, dans un lac oligotrophe, la transparence peut descendre jusqu'à 7 à 10 mètres.

La transparence est un moyen d'apprécier l'eutrophisation d'un lac. C'est une mesure simple, rapide et reproductible. La transparence, fonction du degré d'eutrophie atteint par le lac, diminue en raison de l'accroîssement de la production du phyto plancton. Elle va donc suivre un cycle, avec une diminution en été, due à l'importance du phytoplancton à cette période.

Les mesures effectuées par J et M. FEUILLADE (6) ne montrent pas d'évolutions particulières par rapport à 1966 (27) : 0,5 à 1 m en Septembre, 3,5 en Février.

Toutefois, nous pouvons noter une diminution par rapport à Septembre 1937 (HUBAULT,(11) ) : 1,50m, et par rapport à Juin 1927 (LEGER,(16) ) : 2,50 m (contre 1 à 2 m).

La comparaison de ces mesures montre bien l'évolution suivie par le lac depuis 1927.

On a pu remarquer une légère augmentation de la transparence en Juin 1971 et Juin 1966, après et avant des diminutions, situation en rapport avec les variations de phytoplancton.

## 2.6 - Température du lac.

La température est, avec la lumière, le facteur dominant de la production biologique.

Elle se trouve en hiver répartie de façon homogène dans l'ensemble du lac, à une valeur voisine de 4° C, maximum de densité de l'eau. Puis elle se stratifie progressivement sous l'influence de la chaleur, au printemps et en été. Cette stratification comprend une couche supérieure chaude, ou épilimnion, une couche inférieure plus importante, où la température reste toujours basse, l'hypolimnion, et, entre les deux, une zone où la température décroît rapidement, le thermocline. En automne,on retrouve une homogénéisation du lac.

Dans le lac de Nantua, le thermocline peut être situé de 5 à 10 mètres.

Il y a eu, de 1969 à 1972, un refroidissement régulier des eaux du fond du lac, les températures maximales, au fond, ayant été respectivement : 5.2°C , 5.0° C, 4.7° C. Par contre, en 1972, il y a un réchauffement plus rapide des eaux. Cette période de refroidissement a du freiner momentanément le processus d'eutrophisation. (6)

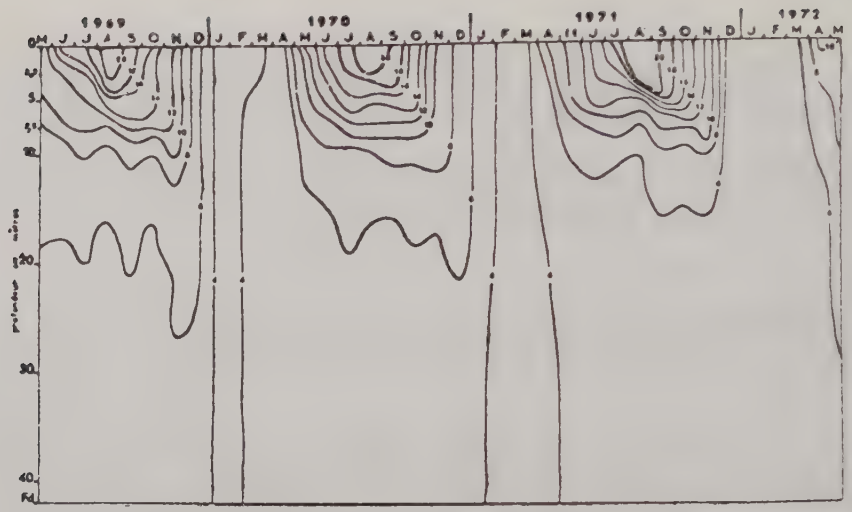



Fig.5 Distribution mensuelle et verticale de la température entre 1969 et 1972 (° Celsius)

## 2.7 - Oxygène, demande biochimique en oxygène.

Dans un lac, existe un cycle entre les phénomènes de production et de décomposition. L'équation générale de ces phénomènes est la suivante :

$$106\ CO_2 + 90\ H_2O + 16\ NO_3 + 1\ PO_4 + \text{oligoéléments} + \text{énergie}$$

production ↓ ↑ décomposition

$$C_{106}H_{180}O_{46}N_{16}P + 154\ O_2$$

La matière vivante végétale, élaborée dans l'épilimnion par synthèse chlorophyllienne, nécessite la présence de certains éléments, et produit, de son côté, de l'oxygène.

Une fois morte, cette matière organique va aller se déposer sur le fond, et se décomposer. Mais cette décomposition va consommer l'oxygène dont l'hypolimnion s'était enrichi au cours de la période de circulation, tout en libérant les éléments fixés lors de la production.

La répartition de l'oxygène en profondeur dépend essentiellement de cette profondeur. Si celle-ci est grande, on pourra constater une plus grande richesse en oxygène des fonds, quelle que soit la saison, la teneur en oxygène ne descendant guère en dessous de 7 mg/litre. Cette quantité est suffisante pour la vie et la reproduction de Salmonidés d'eaux profondes, tels que l'omble-chevalier (*Salvelinus umbla L.*) qui est le plus exigeant d'entre eux. Par contre, si la profondeur est plus faible, la réserve en oxygène dans le fond est moins importante.

Un lac eutrophe, de faible profondeur, qui reçoit une quantité importante d'éléments nutritifs, entretient une forte production de matière organique végétale. Il y aura donc aussi forte production d'oxygène dans l'épilimnion. Au printemps et en été, il y a ainsi une sursaturation des eaux de l'épilimnion due au dégagement d'oxygène produit par la synthèse chlorophyllienne du plancton végétal abondant. Mais pour pouvoir oxyder, dans le fond, toute la matière organique jusqu'à minéralisation, il y aura consommation de la réserve d'oxygène de l'hypolimnion, réserve qui risque d'être insuffisante. Cette phase de décomposition aboutira à la présence de fonds dépourvus d'oxygène.

Par contre, un lac oligotrophe, qui reçoit peu d'apports nutritifs, n'a qu'une faible production, qui, pour être décomposée, n'utilisera que peu d'oxygène hypolimnique.

Ainsi, le bilan en oxygène est un témoin de l'eutrophisation d'un lac.

Un test global, appelé "demande biochimique en oxygène" ou D.B.O., a été mis au point, dans le but d'apprécier l'action potentielle des matières organiques contenues dans les eaux usées sur le bilan en oxygène du milieu récepteur.

Il faut noter que la température accélère de façon importante la vitesse de réaction, d'où l'aggravation des pollutions organiques en été ou par réchauffement artificiel des eaux.

Les mesures réalisées par J. et M. FEUILLADE (6) montrent, de 1969 à 1972, un cycle régulier réalisé par la distribution de l'oxygène dans le lac. Chaque année, en Août et Septembre, nous pouvons constater une distribution hétérograde négative de l'oxygène dissous, avec une disparition totale au fond vers le mois de Novembre. Dans l'épilimnion, par contre, apparaissent de fortes sursaturations. Pendant la période de circulation, le lac se réapprovisionne en entier en oxygène, et la teneur en oxygène dissous est la même aux diverses profondeurs.

Nous retrouvons donc toutes les caractéristiques d'un lac eutrophe quant à la teneur en oxygène.

Les mesures effectuées par VIVIER, SERRUYA et ORAND, en 1965 et 1966, montrent la même distribution de l'oxygène dissous dans le lac, les mêmes sursaturations en surface en été et disparition de l'oxygène en profondeur.

Nous pouvons donc noter une évolution sensible du lac, se traduisant par :

- une augmentation de la sursaturation en surface,
- une augmentation du déficit à la base du métalimnion,
- une augmentation du déficit entre 30 mètres et le fond.

Toutefois, par rapport aux mesures réalisées par HUBAULT (11), en Septembre 1937, on ne peut déceler de grosses variations, le lac étant déjà eutrophe à cette époque.

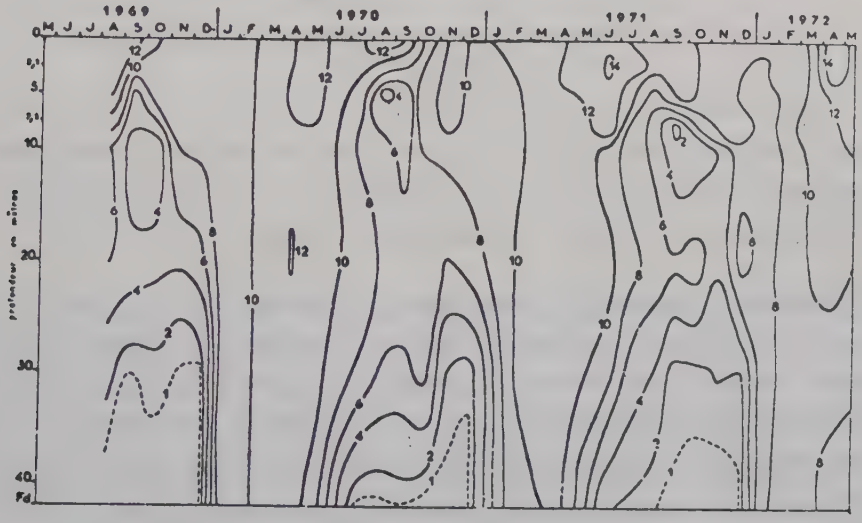
Enfin, nous pouvons remarquer dans le lac, en fin d'été-début d'automne, le phénomène suivant : l'eau est sursaturée en oxygène dissous dans les premiers mètres, jusqu'à 5 m de profondeur, puis se désoxygène rapidement pour atteindre une valeur faible entre 7 et 10 m (base du métalimnion), puis l'oxygène réapparait pour disparaitre en totalité vers le fond. Ce déficit semblerait dû à l'accumulation, à la base du métalimnion, de matière organique provenant de la mort du plancton, et retenue à ce niveau par la différence de densité entre l'eau épilimnique et l'eau hypolimnique.

L'évaluation de la $D.B.O._5$ des affluents, réalisée par J. FEUILLADE et A. ORAND (8), montre une diminution depuis 1970. Il semblerait qu'il y ait diminution de l'apport des matières organiques par les affluents.

Les eaux qui traversent le lac ont un budget annuellement positif, car elles exportent le plus souvent une D.B.O. nettement supérieure.

En 1970, la forte $D.B.O._5$ exportée en Juillet précède le développement d'une fleur d'eau particulièrement dense. Les matières putrescibles mises en évidence par la D.B.O. ont pu aussi être favorables aux algues. Il en va de même pour le pic d'Avril 1971.

D'autre part, la $D.B.O._5$ des eaux de la source de la Doye n'est pas négligeable. Après traversée de la ville, on peut constater une augmentation faible, mais constante, de la D.B.O.




- DISTRIBUTION MENSUELLE ET VERTICALE DE L'OXYGENE DISSOUS ENTRE 1969 et 1972 (mg/litre).

Fig. 6

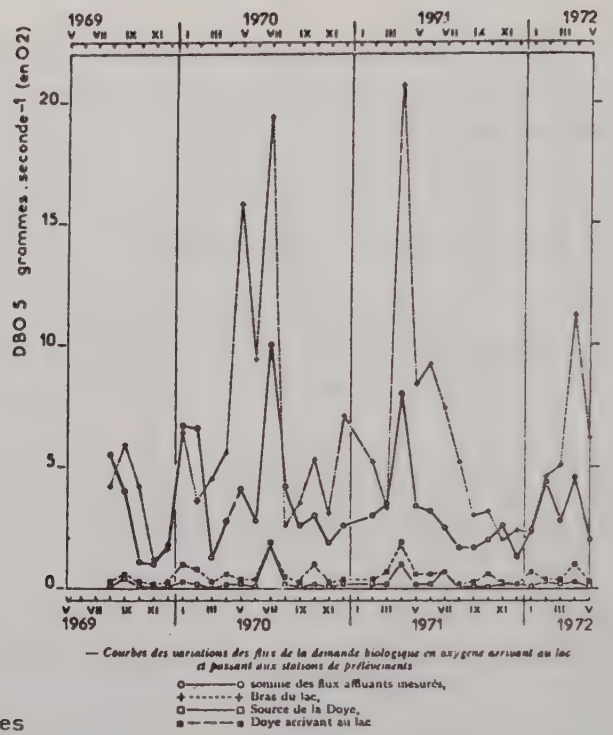



Fig. 7

## 2.8 - Oscillaires

Les Oscillaires sont des algues appartenant au groupe des Cyanophycées. Les Cyanophycées sont en général peu représentées dans la population algale des lacs, et n'apparaissent que lorsque l'eutrophisation du lac est déjà installée.

*Oscillatoria rubescens* D.C. est l'espèce la plus abondante, et est considérée comme indicatrice des lacs particulièrement eutrophes. Quand cette algue est très abondante, elle forme des fleurs d'eau de couleur lie-de-vin, qui est responsable de la teinte rougeâtre prise fréquemment par le lac. Le nom de "sang des Bourguignons" (Burgunder Blunt) lui a été donné, il y a 150 ans, par les riverains du lac de Morat, en Suisse, qui avaient cru y voir réapparaître le sang de la cavalerie de Charles le Téméraire défaite par les Suisses en 1476.

Pendant l'homogénéisation hivernale, les Oscillaires sont peu abondantes (entre 100 et 500 filaments/10 ml) et uniformément réparties dans le lac.

A partir d'Avril, commence dans l'épilimnion une période de croîssance. Il peut ainsi y avoir plus de 2000 filaments/10 ml (Août et Septembre 1970). Les autres années ont vu une croîssance de 1500 filaments/10 ml en surface. Au fond du lac, par contre, il y a diminution importante des Oscillaires.

En Juillet 1971, un point de multiplication active est apparu à 5 m de profondeur, ainsi qu'une augmentation du nombre des Oscillaires sur le fond. Il semblerait que cela corresponde à une chute d'algues qui se sont multipliées activement en Mai, près de la surface (6).

## 2.9 - Chlorophylle A et Caroténoïdes

La chlorophylle a est un pigment que l'on retrouve dans toutes les algues, mais c'est un mauvais paramètre de la biomasse. En effet, les teneurs en chlorophylle a présentent de grandes variations d'une espèce à l'autre, et, dans une espèce, suivant les facteurs physicochimiques du milieu.

En 1972, M. FEUILLADE a présenté une étude visant à déterminer les variations quantitatives de la chlorophylle a en fonction de l'éclairement, et à rechercher d'autres paramètres permettant de mesurer la croîssance d'*Oscillatoria rubescens* (10).

M. FEUILLADE a pu déterminer que la chlorophylle a est très influencée par l'éclairement, tandis que la myxoxanthophylle et l'oscillaxanthine présentent des teneurs stables.
Les meilleurs paramètres de la biomasse pour un dosage de pigments sont donc : la myxoxanthophylle, comme indicatrice des Cyanophycées, et l'Oscillaxanthine caractéristique d'Oscillatoria rubescens.

Néanmoins, de 1969 à 1972, J. et M. FEUILLADE (6) avaient effectué des mesures de chlorophylle a , comme reflet de l'activité photosynthétique.

Un lien est apparu entre la mesure de la chlorophylle a et le nombre de filaments d'Oscillaires dans le lac. Une teneur exceptionnellement élevée (200 µg/l) de chlorophylle a a été remarquée lors de la fleur d'eau d'Août 1970. Cela peut être expliqué par la présence d'autres espèces dans les fleurs d'eau.

## 2.10 - A.D.N.

L'acide désoxyribonucléique se retrouve dans toutes les cellules animales, végétales et bactériennes, sans distinction de l'état de ces organismes, morts ou vivants. Il est communément admis que la teneur en A.D.N. est fixe dans chaque type cellulaire.

Pendant la stratification estivale, les teneurs en A.D.N. importantes dans l'épilimnion représentent les cellules algales. Par contre, au fond du lac, très pauvre en organismes photosynthétiques (sauf en Juillet 1971), l'A.D.N. représente une flore bactérienne importante.

Au taux minimal métalimnique d'oxygène, il a pu être noté l'absence de teneurs importantes d'A.D.N., ce qui fait mettre en doute l'existence d'une population d'organismes à la base du métalimnion. Pour expliquer ce taux minimal, il faut peut être penser à la présence de substances réductrices secrétées par les algues ou issues de leur décomposition, ces substances consommant l'oxygène par simple oxydation chimique sans intervention d'organismes vivants.

## 2.11 - Phosphore minéral soluble

Les composés minéraux et organiques du phosphore et de l'azote constituent les éléments nutritifs les plus importants, et sont les principaux facteurs responsables de l'eutrophisation.

On distingue, lors des analyses, le phosphore minéral soluble, qui comprend le phosphore des orthophosphates, et le phosphore total qui comprend tous les types de dérivés du phosphore, minéraux et organiques.

Nous avons pu constater que la quantité d'organismes produite est limitée par le premier élément qui vient à faire défaut par rapport aux besoins. Le phosphore est un élément qui se fixe facilement et qu'il est difficile de trouver naturellement en solution. Ainsi, la plupart des lacs sont naturellement carencés en phosphore. Les lacs oligotrophes ont une production limitée pour le phosphore.

La production d'un lac dépend d'abord de la teneur en phosphore en solution dans l'épilimnion à la fin de la période de circulation, puis des apports du bassin versant et des possibilités de recirculation dans l'épilimnion en période de stratification.

En fin d'été-début automne, avec la décomposition des matières organiques, les phosphates vont s'accumuler près du fond du lac, où il y aura consommation d'oxygène.

Si, malgré cette consommation d'oxygène, le milieu reste suffisamment oxydant (c'est-à-dire si les conditions sont aérobies), des composés ferriques peu solubles se forment, fixent le phosphore, et le sédimentent dans la vase, où il est soustrait du cycle annuel de production.

Si le milieu devient réducteur (conditions anaérobies), les composés ferreux solubles libèrent le phosphore, qui pourra enrichir à nouveau l'épilimnion au cours de la période de circulation.

D'une manière générale, les disponibilités en phosphore des lacs dépendent des apports des affluents. Mais lors de l'évolution d'un lac de l'oligotrophie à l'eutrophie, il faut y ajouter un enrichissement brutal de l'eau en phosphore provenant de la vase.

Les apports en phosphates dans les eaux sont d'origines diverses : industries agricoles et alimentaires, industrie du phosphore, traitement des eaux (phosphatation), fertilisation intensive des terres (superphosphates).... Une partie importante provient des égouts domestiques. En effet, les polyphosphates sont utilisés comme adjuvants dans de nombreuses poudres à laver.

L'examen des courbes des teneurs de l'eau du lac en phosphore minéral soluble, obtenues par J. et M. FEUILLADE (6) montre un cycle annuel. La teneur en ion $PO_4^{---}$ devient nulle dans l'épilimnion en Juillet-Août, après les premières croîssances algales. On peut donc penser au premier abord que cet ion est le facteur limitant. En réalité, il faut tenir compte du fait que les algues font des réserves de phosphore dans leurs cellules, et ne sont donc pas immédiatement carencées, que d'autre part, après avoir consommé leurs réserves, elles peuvent utiliser le phosphore organique de l'eau en secrétant des phosphatases.

Dans le fond du lac, le milieu devient réducteur, et le phosphore minéral va donc repasser en solution à partir des sédiments. Il va donc s'établir un gradient vertical de la teneur en phosphore minéral entre les sédiments et la profondeur de 10 m.

Lors de la période de circulation vernale, l'oxygène va réapparaitre dans l'ensemble du lac, et le phosphore va donc précipiter dans les sédiments. Il y aura ainsi disparition de ce gradient. (voir fig. 8)

FEUILLADE et ORAND se sont intéressés aux apports en phosphore minéral soluble dans le lac (8).

Le graphique des teneurs permet de séparer les stations de prélèvement en 3 groupes. La Doye à la sortie de Nantua et le bas nord du Merloz ont les eaux dont la teneur en phosphore est la plus élevée. A la station de prélèvement située sur le bas sud du Merloz , nous pouvons noter des teneurs moins élevées. Enfin, ce sont la source de la Doye et le Merloz avant l'agglomération des Neyrolles qui ont les teneurs les plus faibles. Les eaux du bras du lac ont des teneurs nettement moins élevées que celles des affluents, malgré des hausses en période de circulation vernale.

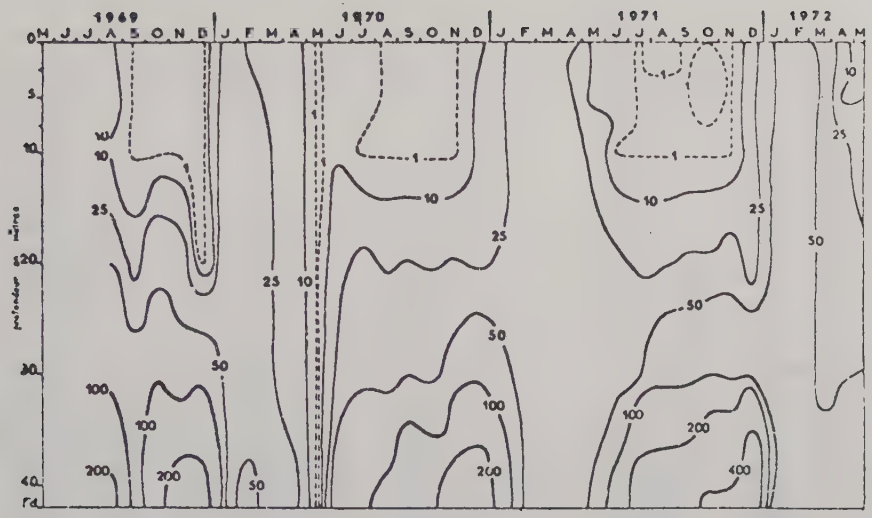
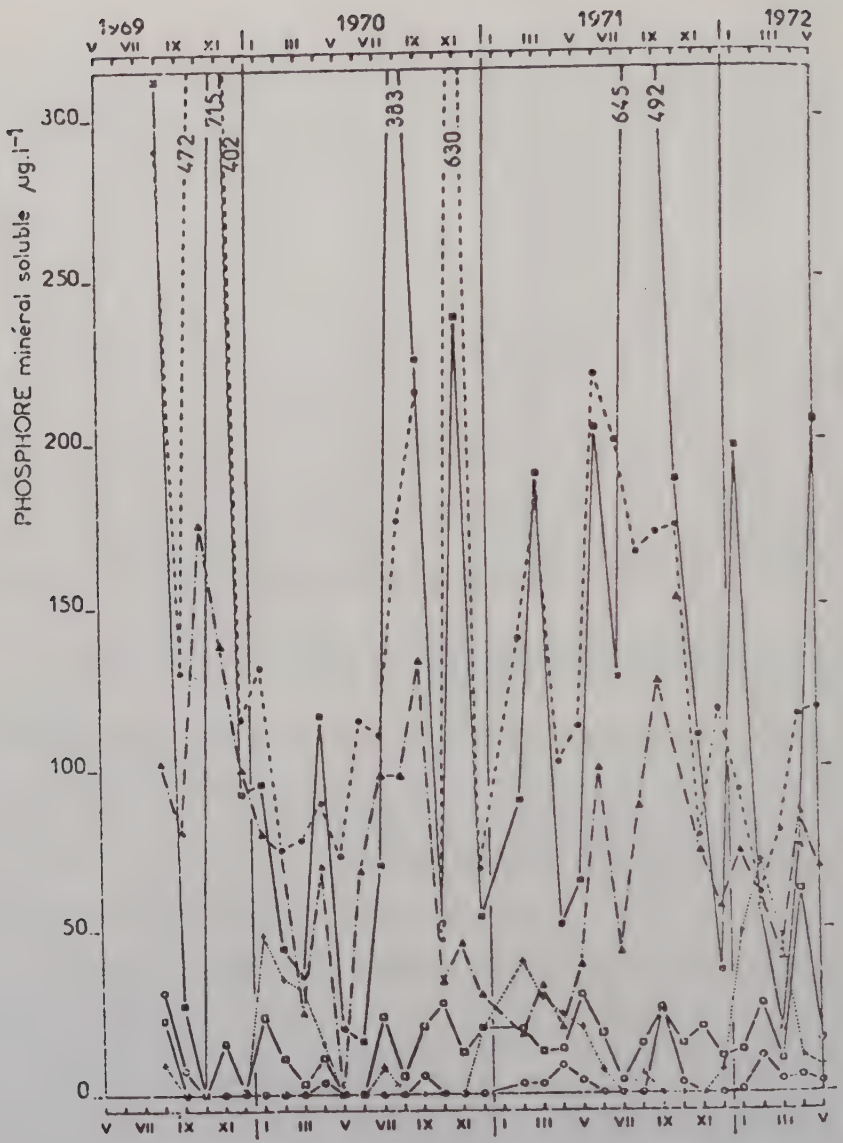



Fig. 8 DISTRIBUTION MENSUELLE ET VERTICALE DU PHOSPHORE MINERAL SOLUBLE ENTRE 1969 et 1972 (µg/litre).

D'autre part, ont été évalués les flux en poids de phosphore passant à chaque station pendant chaque seconde. Le flux des sorties par le bras du lac suit un cycle annuel, avec une forte élimination en début d'année , puis une évacuation en été et automne d'eaux appauvries en phosphore.

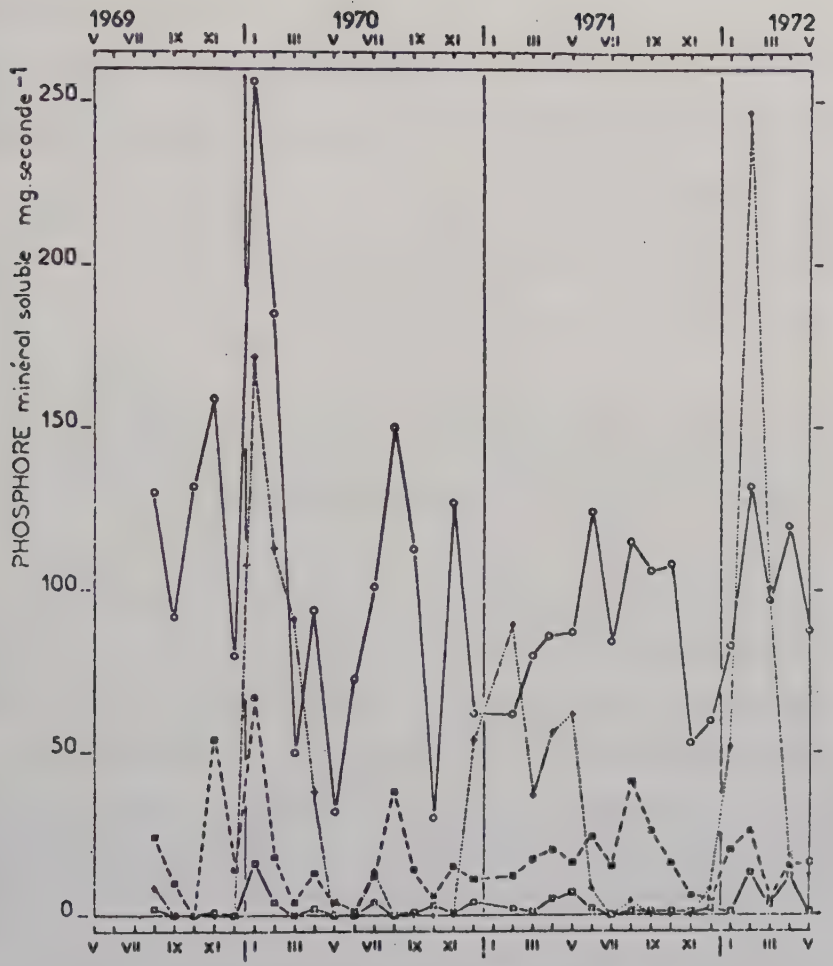
Nous pouvons constater de façon nette la rétention par le lac du phosphore minéral soluble. La comparaison entre les deux extrémités de la Doye montre un enrichissement de celle-ci en phosphore due à la traversée de l'agglomération. Le bras nord du Merloz a des teneurs en $PO_4^{---}$ superieures à celles du bras sud, lequel traverse une zone moins urbanisée que le bras nord. En fait, le débit du bras sud est nettement supérieur, la dilution qui en résulte masque l'importance de la pollution (les sources de pollution étant moins nombreuses mais plus fortes). Il est donc intéressant de considérer les flux transportés, et non seulement les teneurs. (voir fig.9 et 10)




*— Courbes des variations des teneurs en phosphore minéral soluble dans les eaux des rivières du sous-bassin du lac de Nantua*

Fig. 9

+ ------- + Bras du lac,
▲ -·—·- ▲ Merloz sud,
● ------- ● Merloz nord,
■———■ Doye,
○———○ Entrée des Neyrolles,
□———□ Source de la Doye




*— Courbes des variations des flux de phosphore minéral soluble arrivant au lac et passant aux stations de prélèvements*

o———o somme des flux affluants mesurés,
+ - - - - - - - + Bras du lac,
□———□ Source de la Doye,
■ - - - - ■ Doye arrivant au lac

Fig. 10

L'accumulation du phosphore minéral soluble dans les sédiments du lac correspond à l'arrivée, depuis plusieurs années, des eaux usées de l'agglomération de Nantua-les Neyrolles. Pendant la période de stratification, où la teneur en phosphore est pratiquement nulle dans l'épilimnion, il reste deux sources possibles d'alimentation en éléments nutritifs :

- l'eau des rivières, s'enfonçant à 10m de profondeur,
- par transfert à partir des eaux du fond du lac.

La mise en place d'un réseau d'assainissement devrait donc diminuer la charge des eaux arrivant au lac. Lors de la précipitation de fin d'année, il y aura ainsi une diminution de l'apport en phosphore aux sédiments.

2.12 - Phosphore total

Les courbes obtenues par J. et M. FEUILLADE (6) montrent des teneurs plus importantes en phosphore total dans l'épilimnion, mais surtout près du fond.

Dans les eaux épilimniques, de Juin à Novembre, le phosphore total est représenté par le phosphore particulaire minéral et organique, et le phosphore organique dissous. Les variations sont dues à la mise en réserve et à la "consommation de luxe".

Au fond du lac , la mesure du phosphore total traduit la réserve disponible dans les sédiments. Il apparait alors une certaine liaison entre le phosphore total et la teneur en A D N, l'A D N est alors le témoin d'une flore bactérienne qui est donc soit anaérobie, soit microaérophile. La liaison entre le phosphore total et l'A D N met donc en évidence l'importance de cette flore microbienne dans le cycle du phosphore. Elle fixe sur place du phosphore, et en libère peut-être ensuite une partie sous forme de composés organiques phosphorés solubles non assimilables directement par les algues de la surface.

L'examen des flux de phosphore total (8) arrivant au lac par les trois affluents montre une rétention par le lac, mais avec une élimination relativement importante du phosphore par le bras du lac, élimination qui suit un cycle annuel. Le phosphore total éliminé hors du lac en période de stagnation est vraisemblablement inclus dans le plancton transporté par les eaux.

Enfin, nous pouvons noter l'importance de l'agglomération de Nantua dans l'apport de phosphore total au lac par la Doye.

## 2.13 - Azote.

L'azote se trouve dans l'eau d'un lac sous forme organique et sous forme minérale (nitrique, nitreuse, ammoniacale).

Il y a enrichissement naturel en azote par l'atmosphère et par les précipitations atmosphériques. Il est également fixé par certaines bactéries et certaines algues bleues. D'autre part, le lessivage de sols qui ont reçu des engrais azotés enrichit les cours d'eau en nitrates.

En phase aérobie, l'azote organique est transformé successivement en azote ammoniacal, nitreux puis nitrique. C'est la phase de nitrification. Par contre, en milieu anaérobie, existe la phase inverse de dénitrification : les nitrates existant sont réduits jusqu'au stade nitreux ou ammoniacal, avec parfois dégagement d'azote.

Dans tous les lacs, lors de la période de stagnation estivale, il y a augmentation de la production planctonique, et donc consommation de plus en plus importante d'azote nitrique, lequel va donc diminuer dans les eaux de l'épilimnion. Par contre, en fin d'année, avec la période de circulation vernale, la teneur en azote nitrique va donc s'accroître et s'uniformiser dans l'ensemble du lac.

Dans les lacs oligotrophes, riches en oxygène à toutes les profondeurs, l'azote minéral va donc être entièrement sous forme nitrique. Par contre, dans les lacs eutrophes, dépourvus d'oxygène pendant une partie de l'année, lors de la période de stagnation, on rencontrera de plus en plus l'azote sous forme ammoniacale, lequel va disparaitre durant la période de circulation vernale.

L'azote existe aussi sous forme organique (protéines...), mais on ne connait pas les valeurs comparatives d'azote organique et d'azote minéral.

Les mesures de la teneur en azote nitrique, réalisées par J. et M. FEUILLADE (6), de 1969 à 1972, montrent l'existence d'un cycle annuel, avec des minimums durant toute la période de stratification dans l'épilimnion, et aussi au fond du lac.

Les augmentations passagères en surface, en Août-Septembre 1970, peuvent être dues à la présence d'une période d'illumination maximale, et à la fixation d'azote atmosphérique par une Cyanophycée : *Anabaena planctonica Brunth.*

Au fond du lac, en été, le milieu devient réducteur, et l'azote nitrique est donc remplacé par de l'azote ammoniacal. (voir fig. 11)

L'examen des flux des apports des affluents en azote nitrique, réalisé par FEUILLADE et ORAND (8), ne montre pas d'évolution particulière. Par contre, nous pouvons constater un cycle annuel des flux au niveau du bras du lac, avec un maximum d'élimination en fin d'hiver et au printemps, et une élimination quasiment nulle en été et en automne. Nous pouvons remarquer qu'il y a un excès des sorties en début d'année, mais il faut noter que les apports sous-lacustres en azote nitrique n'ont pas été comptabilisés. (voir fig. 13)

Les flux d'azote ammoniacal montrent des variations nettement plus irrégulières que celles de l'azote nitrique. La comparaison entre les flux à la source de la Doye et à son arrivée au lac montrent un enrichissement important lors de la traversée de l'agglomération, du à la nature réductrice des effluents domestiques. La nitrification en amont de la source n'est pas suffisante, d'autre part, pour y faire disparaitre toute présence d'azote ammoniacal, et fait douter quant à la qualité de son eau. (voir fig. 14)

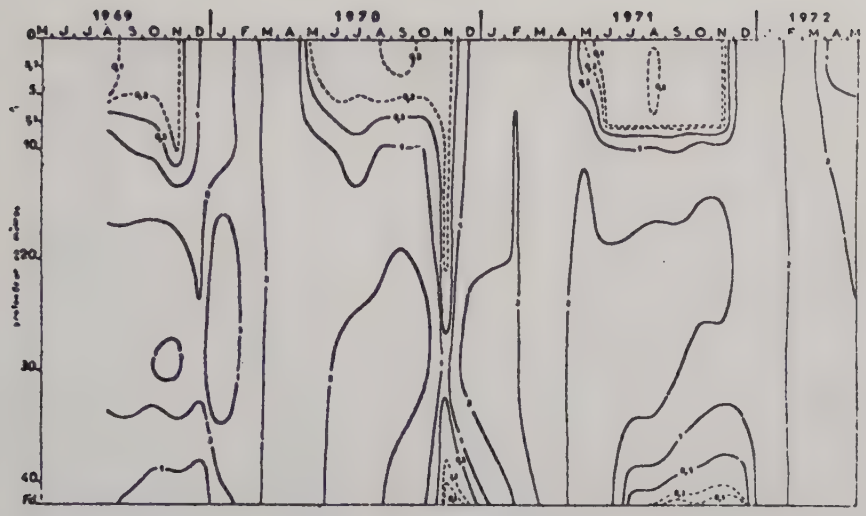



Fig.11 - DISTRIBUTION MENSUELLE ET VERTICALE DE L'AZOTE NITRIQUE ENTRE 1969 et 1972 (mg/litre en $NO_3$).

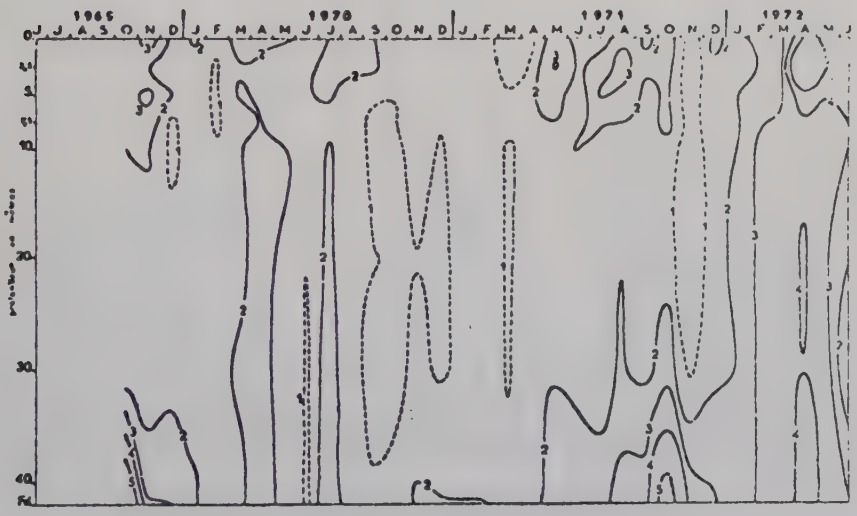
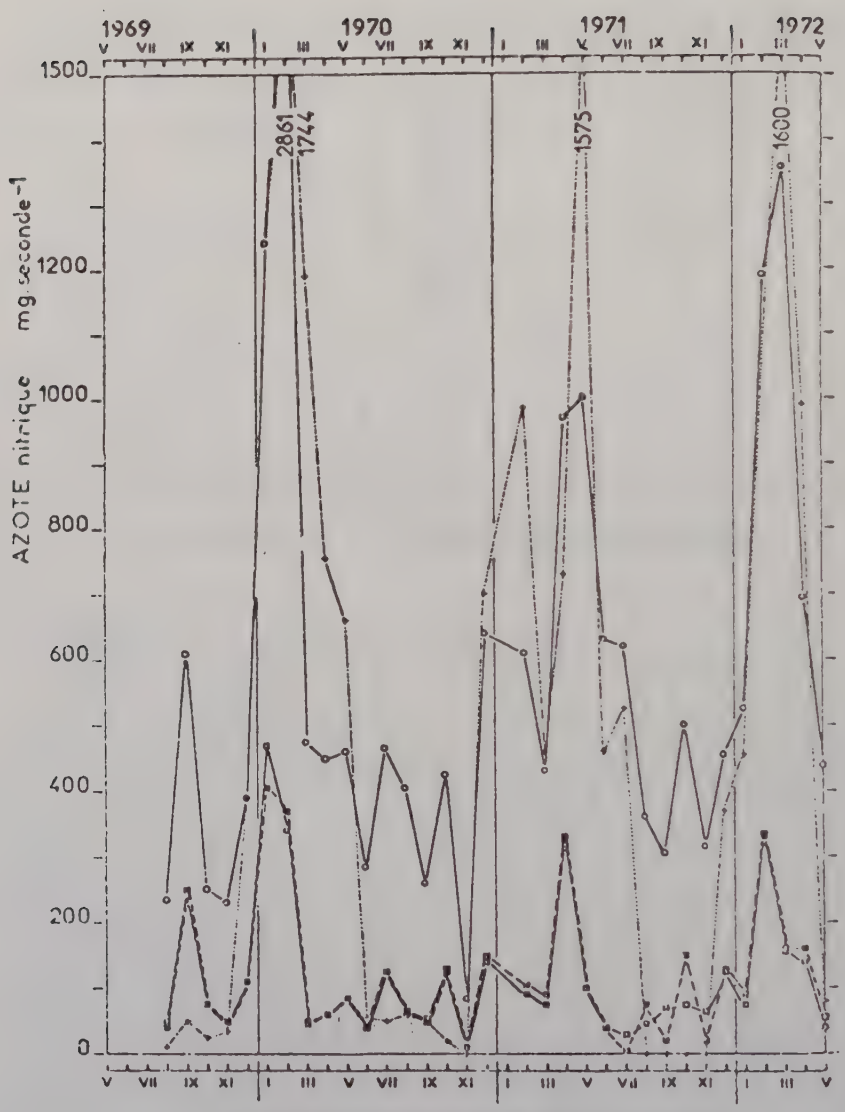


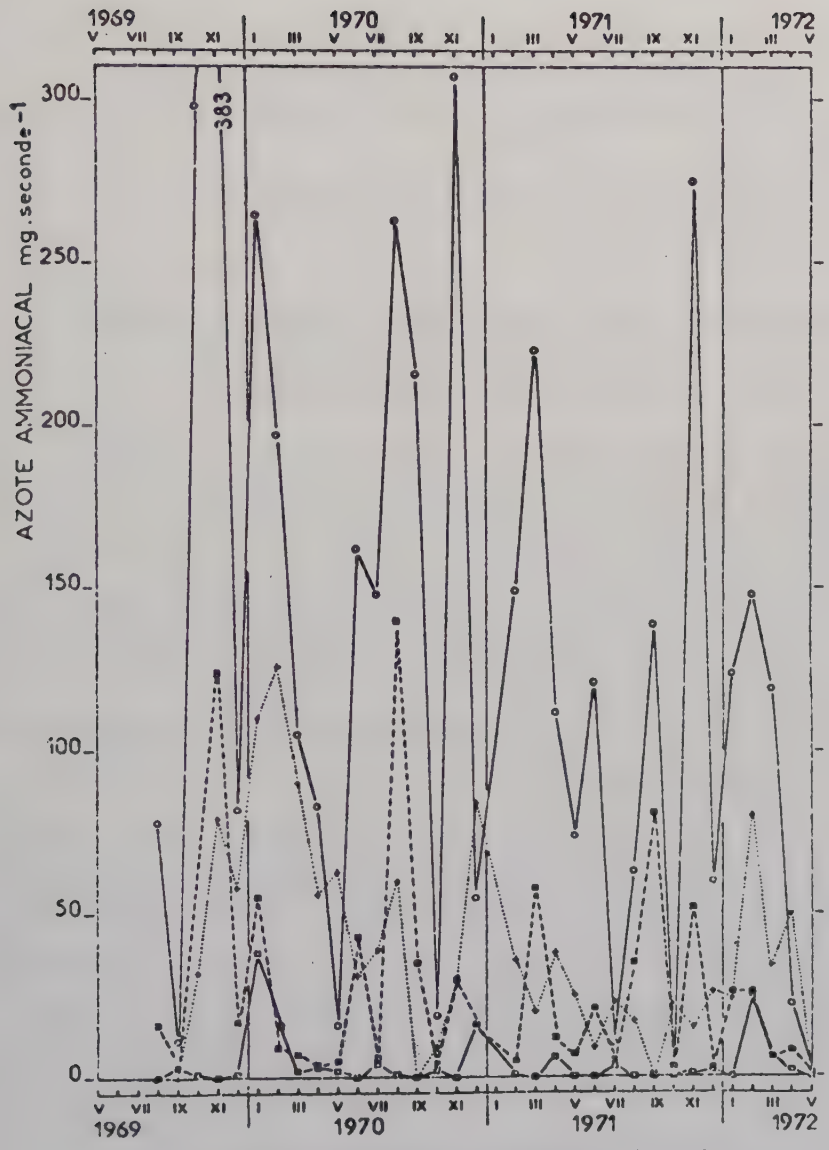

Fig.12 - DISTRIBUTION MENSUELLE ET VERTICALE DE L'AZOTE TOTAL ENTRE 1969 et 1972 (mg/litre en N).




-- *Courbes des variations des flux d'azote nitrique arrivant au lac et passant aux stations de prélèvements*

o———o somme des flux affluants mesurés,
+ ------ + Bras du lac,
□———□ Source de la Doye,
■ — — — ■ Doye arrivant au lac

Fig. 13




*-- Courbes des variations des flux d'azote ammoniacal arrivant au lac et passant aux stations de prélèvements*

o———o somme des flux affluants mesurés,
+-------+ Bras du lac,
□———□ Source de la Doye,
■ — — — ■ Doye arrivant au lac

Fig. 14

Enfin l'étude des teneurs en azote total présente une distribution en relation avec celle des organismes présents dans le lac. Ainsi on peut noter des teneurs plus élevées en azote lors de la période de stagnation, près de la surface. Nous pouvons aussi constater que les eaux, au fond du lac, sont souvent riches en azote combiné, surtout en fin de période de stagnation, avec des teneurs parfois supérieures à celles de la surface. (voir fig. 12)

En 1966, lors de la période d'intense développement des algues qui a eu lieu en Mars et Avril, VIVIER, SERRUYA et ORAND (27) ont effectué des mesures des différentes teneurs en azote à différents moments de l'année.

Ils ont pu noter la diminution importante d'azote nitrique dans l'épilimnion, et au fond du lac. Au fond du lac, le milieu devenant réducteur, on ne rencontrera plus que de l'azote ammoniacal, lors de la période de stratification.

Nous pouvons donc constater que l'évolution des teneurs en azote sous toutes ses formes est la même en 1966 que lors de la période 1969-1972. Il faut noter que l'extension de l'agglomération de Nantua ne peut qu'augmenter l'apport en azote ammoniacal au lac, sauf si sont mis en œuvre des moyens de traitement et de détournement des effluents domestiques.

Si l'on compare les valeurs obtenues avec celles de HUBAULT (11), nous pouvons noter une augmentation des teneurs en azote nitrique entre les profondeurs de 10 et 30 m, en azote nitreux sur tout le lac, et une extension de la zone présentant de l'azote ammoniacal. Mais déjà en 1937, il y avait disparition en Septembre (période de stagnation) de l'azote nitrique au fond du lac, et forte diminution de sa teneur en surface.

## 2.14 - Sulfates

Les composés soufrés subissent, dans un lac, sous l'influence de bactéries spécialisées, des transformations liées aux conditions du milieu.

En phase anaérobie, la décomposition produit du sulfure d'hydrogène, lequel est responsable d'importantes nuisances. En milieu aérobie, par contre, l'oxydation conduit à la formation de sulfates.

Un déversement de sulfates dans un lac déjà très pollué par des matières organiques peut entrainer de graves nuisances, par la réduction des sulfates en hydrogène sulfuré.

Les courbes de la distribution verticale des sulfates, réalisées par J. et M. FEUILLADE (6) de 1969 à 1972, montrent une homogénéisation des teneurs pendant la première moitié de l'année. En été et automne, les sulfates diminuent dans les eaux profondes (passant de 7 mg/l à 2 mg/l de $SO_4$). Puis, dès la fin de l'automne, le taux de sulfates augmente, dû à une oxydation du soufre dans les eaux profondes, pour revenir à une teneur homogène dans l'ensemble du lac.

L'étude des variations des flux des sulfates, réalisée par FEUILLADE et ORAND (8), montre une quantité de sulfates sortant du lac, supérieure à celle y arrivant par les affluents permanents. D'autre part, le flux total au travers du lac présente des variations cycliques proches de celles des débits. C'est pendant les périodes des forts débits que les sorties peuvent dépasser les entrées d'une quantité importante.

La comparaison entre le flux à la source de la Doye, et celui de l'arrivée au lac, montre une influence quasiment nulle de l'agglomération. Par contre, nous pouvons remarquer que les eaux de la source de la Doye contiennent déjà d'importantes quantités de sulfates.

Cela a amené FEUILLADE et ORAND à estimer les apports cachés sous-lacustres. L'apport en eau a été estimé à 20 % de celui du bras du lac; et leur teneur en sulfate à 100 % de celles des eaux de la source de la Doye. Mais il faut

remarquer que cette correction ne rattrape toujours pas la différence entre les sorties et les entrées.

## 2.15 - Calcium

Les eaux du lac de Nantua sont des eaux à caractère carbonaté-calcique. Parmi les sels dissous, le bicarbonate de calcium est le plus important.

J. et M. FEUILLADE (6) ont déterminé, pour les années 1969 à 1972, une teneur moyenne dans le lac voisine de 60 mg/l de calcium. Chaque année, cette teneur diminue dans les couches supérieures du lac, à mesure que croît la production.

Ces observations sont voisines de celles de VIVIER et collaborateurs (27) pour les années 1964-1966. En surface, existe un cycle annuel, avec des minimums lors de la période de stratification thermique (autour de 30 mg/l, en Août-Septembre), et des maximums en hiver. Au fond, par contre, les variations sont plus faibles, de 60 à 70 mg/l.

SERRUYA, ROMANENS et ORAND (23) ont montré qu'en été, il y avait précipitation maximale des carbonates. L'équation d'équilibre bicarbonates-carbonates est :

$$(CO_3H)_2\,Ca \rightleftharpoons \underset{\downarrow}{CO_3Ca} + CO_2 + H_2O$$

En été, la photosynthèse du phytoplancton déplace l'équilibre : il y a décomposition des bicarbonates solubles en $CO_2$ immédiatement utilisé par les algues, et en carbonates insolubles qui vont précipiter. Des flocons de calcite vont donc arriver au fond et former une couche blanche sur les sédiments.

FEUILLADE et ORAND (8) ont mesuré les flux de calcium arrivant et sortant du lac, pour les années 1969 à 1972. Les teneurs identiques de la source de la Doye et de l'arrivée de la Doye au lac montrent l'action négligeable de l'agglomération. Il existe, de même que pour les sulfates, un apport caché sous-lacustre, non négligeable. Il semble qu'il y ait rétention de calcium en période de stagnation.

## 2.16 - Sédiments et Minéralisation.

La sédimentation dans le lac de Nantua, et minéralisation qui y était réalisée, ont été bien étudiées par VIVIER et collaborateurs (23)(25)(27).

Pendant l'hiver, il y a homogénéisation des eaux du lac. Toute la masse d'eau, ayant même température et même conductivité, a une densité et une viscosité uniforme. Les matières en suspension vont tomber au fond du lac et se sédimenter dans un milieu nettement oxydant.

En été, à la suite du déplacement de l'équilibre des bicarbonates, il va y avoir précipitation des carbonates de calcium. Des particules de calcite vont arriver au fond dans un milieu pauvre en matière organique et former une couche blanche.

En automne, va s'accumuler, au fond, de la matière organique provenant d'*Oscillatoria rubescens.*

Dans un lac oligotrophe, la vase va être le lieu de minéralisation de la matière organique, le lieu de transformation des matières hydrocarbonées en gaz carbonique, des matières azotées en nitrates. Mais la vase peut fonctionner selon les indications fournies par le milieu du dépôt lui-même.

Des prélèvements stériles ont été réalisés le long d'une "carotte", et ont montré que l'épaisseur de la zone superficielle de la vase, véritablement active, ne dépasse pas 10 à 20 cm. D'autre part, les valeurs du carbone organique présentent un pourcentage élevé (supérieur à 2 %). Cela est du au fait que les synthèses organiques sont très actives, et que les conditions ne sont pas favorables à une bonne minéralisation.

Des carottes de 2 à 5 m ont montré différents types de sédiments : vers le rivage, des sédiments gris clair, homogènes ; au large, des alternances de petits lits blancs calcaires, et de fin dépôts argilomarneux, formant des varves.

Le comptage des varves a permis de fixer une vitesse de sédimentation moyenne de 1 m pour 500 ans (vitesse 5 fois plus grande que dans le lac Léman.)

Dans le lac de Nantua, deux zones de minéralisation semblent particulièrement actives :

- en été, à la base du métalimnion : les matières organiques résultant de la mort de plancton surabondant sont retenus, par différence de densité du milieu, au sommet de l'hypolimnion (mais cela semble être infirmé par les mesures d'ADN de J et M. FEUILLADE)(6).

- en été et en automne, sur le fond, dans la vase, près de l'interface vase-eau, zone qui est la principale.

On peut penser que cette zone superficielle de la vase, biochimiquement active, est d'autant plus active que le contact avec l'eau est plus long, c'est-à-dire que la vitesse de sédimentation est plus lente.

La relation entre la surface de la vase active et la vitesse de sédimentation est importante. Or la vitesse de sédimentation est grande. Le temps de contact de la surface active de la vase et de l'eau va donc être faible, et la minéralisation n'aura pas lieu de façon convenable.

D'autre part, le rapport entre la fraction organique de la vase et le sédiment total est aussi important. Plus il tombe de matières organiques sur le fond, plus le travail à fournir par la vase est important. Or, à Nantua, en raison de la haute productivité des eaux, ce rapport est élevé.

Une productivité élevée, jointe à une vitesse de sédimentation importante, constituent des conditions défavorables pour le fonctionnement de la vase, et la minéralisation ne se déroule pas convenablement.

La minéralisation des substances organiques dépend avant tout de l'oxygène dissous dans l'eau. Or il existe dans l'hypolimnion du lac de Nantua, un déficit périodique en oxygène puis sa disparition totale en profondeur à la fin de l'été, en raison de la surabondance du plancton, donc des matières organiques qui vont se déposer au fond.

## 3 - ETUDES STATISTIQUES

Les chercheurs de l'I N R A de Thonon, J. et M. FEUILLADE (6), puis J. FEUILLADE et A. ORAND (8), se sont livrés à une étude statistique du lac de Nantua, par diverses méthodes.

### 3.1 - Calcul des coefficients de corrélation totale.

Les calculs des moyennes et écarts-types permettent de séparer les variables en 2 groupes selon leur degré de stratification dans le lac, ainsi, le pH se stratifie peu, son écart-type restant faible par rapport à la valeur moyenne. D'autres variables, comme le phosphore minéral soluble ou le nombre des algues, se stratifient fortement, l'écart-type dépassant la moyenne qui n'a plus qu'une valeur hypothétique.

Le calcul de coefficients de corrélation totale, sur toute la hauteur du lac, ne montre des valeurs élevées que pour les corrélations reliant les différentes formes du phosphore entre elles et avec $NH_4^+$.

J. et M. FEUILLADE (6) ont donc repris les mêmes calculs provenant uniquement de la surface à 10 m de profondeur. Seul le coefficient de corrélation nitrates-Oscillaires en sort amélioré.

Les nitrates semblent bien consommés par les algues, leur coefficient est -0,62 avec les Oscillaires. D'autre part, l'inversion du signe du coefficient reliant les algues à $NH_4^+$ (-0,15 sur toute la hauteur du lac, +0,45 dans l'épilimnion) suggère une excrétion de $NH_4^+$ par les algues.

Enfin, nous pouvons noter que, de tous les coefficients de corrélation des Oscillaires, celui les reliant à la température de l'eau est le plus élevé.

### 3.2 - Calcul de formule de régression progressive.

J. et M. FEUILLADE (6) ont réalisé ce calcul pour mieux expliquer les variations des Oscillaires par la combinaison des variables, calcul réalisé sur les eaux comprises entre la surface et 10 m de profondeur, entre Mai 1969 et Décembre 1971.

La formule obtenue est la suivante :

$$\text{nombre de filaments/10 ml} = 10.143 + 40\ \text{température} + 158\ NH_4 + 29\ P\ \text{total} + 3200\ SO_4 - 537\ NO_2 - 50\ \text{conductivité} - 70\ PO_4.$$

Nous retrouvons donc l'importance de la température de l'eau, donc de l'énergie solaire incidente.

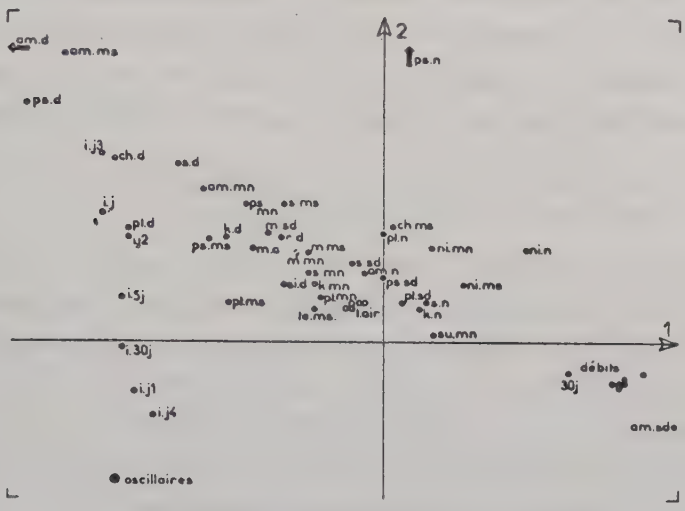
La conductivité traduit les relations de la photosynthèse avec les bicarbonates. Les relations avec les autres variables peuvent s'expliquer par le métabolisme des algues.

La présence des sulfates est plus difficile à expliquer. Il semblerait que les sulfates ont soit une action indirecte favorisant les Oscillaires, en agissant sur certains métaux....; soit une action en rapport avec la physiologie des Oscillaires, ceux-ci n'auraient besoin que d'une faible quantité de sulfates.

### 3.3 - Analyse factorielle des correspondances.

Cette troisième méthode permet de mettre en évidence les proximités existant entre les profils de variations de diverses variables, compte-tenu des poids différents que ces variables prennent sur les lignes et colonnes de la matrice des données brutes (5).

J. FEUILLADE et A. ORAND (8) ont essayé de déterminer les relations entre les variables et l'apparition des fleurs d'eau à *Oscillatoria*.




*— Plan des projections des deux premiers facteurs de l'analyse des correspondances.*
*Le nombre des Oscillaires est la variable remarquable à expliquer*

i.j. : insolation du jour ; i.j.z : insolation du jour J—z, etc. i.5j : insolation moyenne des 5 jours précédents ; i.30j : insolation moyenne des 30 jours précédents ; d.30j : débit moyen sur 30 jours. am. : ammonium ; c. : conductivité ; ch : chlore, ; k. : potassium ; m. : magnésium ; ni. : nitrates ; ps. : phosphore minéral soluble ; pt. : phosphore total ; s. : sodium ; si. : silice ; su. : sulfates ; te. : température de l'eau. Aux stations : d : Doye ; mn : Merlos nord ; ms : Merlos sud ; n : entrée des Neyrolles ; sd : source de la Doye

Fig. 15

Toutes les variables ont été utilisées, ainsi que les débits affluants. L'insolation a été introduite sous différentes formes : mesures du jour (J), de la veille (J-1), puis J-2 , J-3 , J-4, ainsi que les moyennes des 5 et 30 jours précédant le jour de l'étude.

Seuls les deux premiers facteurs ont été retenus : le premier exprime 52,9 % de l'inertie du système de points, le second 16,9 %.

Seules ont été retenues sur la figure les projections intéressantes. Les différentes expressions de la température de l'air n'ont pas été distinguées entre elles. Il en va de même pour les débits.

La distance séparant deux variables sur le plan des axes est d'autant plus réduite que les profils de leurs variations sont semblables. Ainsi plus des variables sont rapprochées, plus la corrélation positive calculable entre elles est élevée.

Nous pouvons constater la proximité de la projection des Oscillaires avec celle de l'insolation. Il semble donc que les variations des algues sont sous la dépendance de la durée de l'insolation. Il ne s'agit pas seulement de la quantité totale d'énergie arrivant aux algues, mais aussi de la durée du cycle lumineux.

D'un autre côté, nous pouvons noter l'absence de relation directe avec les débits, ceux-ci étant rejetés du côté opposé du plan.

On aurait pu s'attendre à trouver des relations plus fortes entre le phosphore et les Oscillaires. Néanmois, nous pouvons retrouver l'importance du phosphore total apporté par les affluents, Doye et Merloz sud, variables dont les projections sont les plus proches des Oscillaires, après l'insolation. Par contre, le phosphore total à la source de la Doye ou à l'entrée des Neyrolles est très distant du nombre des algues. Cela confirme la relation entre l'enrichissement en phosphore apporté par l'agglomération et la croîssance des Oscillaires.

J. FEUILLADE et A. ORAND ont appelé le facteur 1 "axe de l'eutrophisation" (augmentation dans le sens inverse de celui de l'axe). Pour toutes les variables pouvant être affectées par l'activité humaine, les projections prennent les valeurs les plus positives sur le facteur 1 lorsque l'action humaine est la moindre sur cette variable.

Depuis 1966, on a pu enregistrer un refroidissement général des eaux du fond. Mais il n'y a pas eu d'amélioration de l'état du lac.

Les mesures de transparence et des teneurs en oxygène dissous ne présentent pas d'évolution particulière, si ce n'est la persistance d'un état eutrophe. D'autre part, les Cyanophycées sont toujours présentes en quantité abondante.

Nous avons pu remarquer aussi l'importance du phosphore minéral soluble, qui intervient dans la production d'algues.

Si, aux yeux de l'hygiéniste, le lac paraissait déjà bien malade, avec l'envahissement régulier de sa surface par les fleurs d'eau des Cyanophycées, les "tests de laboratoires" réalisés par l'I NRA ont permis un diagnostic plus sûr. Ces "tests" ont permis de préciser la maladie dont souffrait le lac, et ses causes.

Il convenait donc de traiter le lac, en intervenant d'une part sur les agents pathogènes, d'autre part sur l'état général du lac.

X X

X

## II - TRAITEMENT DU LAC

Le diagnostic étant posé, la "maladie" dont souffrait le lac étant mieux cernée, il restait maintenant aux organismes responsables du lac à se transformer en médecins afin de mettre au point la thérapeutique la plus appropriée au lac, dans la gamme dont ils disposaient.

Dans un premier temps, il était nécessaire de s'opposer aux "agents pathogènes" responsables de l'eutrophisation, et, dans un deuxième temps, d'améliorer l'état général du lac.

### A - DERIVATION DES EFFLUENTS

La construction d'une station d'épuration biologique, entre les affluents et le lac, est insuffisante pour arrêter l'eutrophisation. En effet, les phosphates pourraient être éliminés par précipitation, mais cette opération est relativement coûteuse. D'autre part, cette station continuerait à amener des nitrates au lac, nitrates qui agiraient en tant qu'engrais vis-à-vis du plancton.

Il a donc été décidé de construire cette station en aval du lac, sur le bras du lac, et de mettre en place un réseau d'assainissement amenant les effluents par une canalisation périphérique à la station.

Un canal de ceinture collectant les eaux usées riveraines en provenance de la ville de Nantua a donc été réalisé. Il relie Nantua à la station d'épuration, construite dans la ville de Port, et les eaux usées traitées sont ensuite déversées dans l'émissaire du lac.

Il existe un déversoir d'orage, qui fonctionne deux à trois fois par an. Des collecteurs ont été mis en place, pour envoyer les eaux pluviales, lors des inondations, dans le réseau d'égoût. Ce réseau a une pente faible, de l'ordre de 4 à 5 mm par mètre.

On considère que le réseau d'assainissement détourne actuellement environ 90 % des eaux usées du lac. Mais il est difficile d'arriver à collecter toutes les eaux d'égoût de la vieille ville. D'autre part, il se pose quand même un problème pour l'évacuation des boues des lits de séchage.

## B - REOXYGENATION DES EAUX PROFONDES

Une fois mis en place le réseau d'assainissement permettant de détourner les effluents du lac, il fallait traiter directement le lac et choisir la thérapeutique la plus appropriée.

Dans un premier temps, le Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple de Nantua (S.I.V.OM) a pris contact avec la Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques (SOGREAH) en 1974. Celle-ci a présenté un projet en 1975. Il s'agissait d'effectuer un siphonage des eaux profondes du lac, à l'aide soit d'un barrage flottant, soit d'un tuyau.

L'efficacité du barrage (rideau flottant) dépend de l'étanchéité sur les bords. Le tuyau de soutirage était plus simple, plus efficace, et présentait aussi l'avantage d'être d'un coût plus modique. Mais certains problèmes se posaient, notamment concernant le manque de connaissance sur la nature des fonds sur lesquels serait posé le tuyau de soutirage. Or l'estimation des prix de revient dépend de la connaissance préalable de la nature des fonds.

Le projet a donc été mis de côté, et le S I V O M de Nantua s'est tourné vers une autre possibilité : la réoxygénation des eaux profondes, qui permettrait de maintenir des conditions aérobies dans l'hypolimnion, et donc de rompre le cycle de remise en solution des substances nutritives (phosphore, azote) contenues dans les boues lors du brassage automnal des eaux.

Le S I V O M de Nantua a donc passé commande fin Juin 1976 d'un Turboxal à la Société "L'Air Liquide". Celui-ci a été installé sur la rive Nord du lac, près de la ville de Nantua-La Cluse.

Le Turboxal est un oxygénateur fixe, placé sur la berge, constitué d'un système à turbine installé en bassin couvert. Les eaux du lac sont pompées à une profondeur de 30 mètres et introduites dans l'oxygénateur. Ces eaux, pratiquement dépourvues d'oxygène à leur entrée, ressortent avec une teneur en oxygène dissous de l'ordre de 20 à 25 mg/l. Elles sont alors réintroduites dans le lac à une profondeur de 35 mètres. Les débits d'eau traitée sont de l'ordre de 1 0000 $m^3$/jour, auxquels correspondent environ 250 kg/jour d'oxygène injecté. Les conduites d'aspiration et de réinjection des eaux sont en polyéthylène, et leur diamètre est de 300mm.

Une première campagne d'oxygénation des eaux profondes a commencé le 18 Août 1976. La station a fonctionné en continu pendant 1400 heures, et a injecté 15 tonnes d'oxygène dans le lac. Une deuxième campagne a eu lieu du 28 Avril au 10 Octobre 1977, pendant laquelle ont été introduites 50,66 tonnes d'oxygène. Une troisième campagne s'est déroulée du 15 Mai au 31 Octobre 1978, au cours de laquelle ont été injectées 60 tonnes d'oxygène.

Des mesures de température et de teneur en oxygène dissous ont été réalisées au cours de la campagne 1978, en 11 points situés sur deux transversales du lac. Les mesures ont été faites de 5 m en 5 m, de la surface au fond.

La température des eaux de l'hypolimnion est restée très stable pendant la période étudiée : entre 5° C et 7° C. A un même point de l'hypolimnion, la teneur en oxygène dissous va diminuer en fonction du temps, pour arriver à un minimum en Novembre (0,1 à 0,3 mg/l). Pour une mesure effectuée à une même date, la teneur en oxygène dissous reste constante dans toute l'épaisseur de l'hypolimnion, sauf pour une zone allant de - 35 m au fond où la concentration en oxygène tombe brutalement.

L'absence de zone suroxygénée à proximité du point d'injection, montre une diffusion rapide de l'oxygène, due à des courants horizontaux dans les couches profondes de l'hypolimnion.

La teneur en oxygène dissous au fond du lac reste faible malgré les quantités injectées. Il semblerait qu'il y ait soit consommation de l'oxygène par les sédiments réducteurs du fond, soit consommation par une microfaune qui, ainsi stimulée, se serait développée dans les couches profondes de l'hypolimnion.

Cet oxygène introduit dans l'hypolimnion contribue à minéraliser les sédiments du lac, et donc à bloquer sous leur forme oxydée les composés phosphorés et azotés de ces sédiments.

Depuis 1973, date de mise en place des collecteurs d'égoûts, les teneurs en oxygène dissous n'ont présenté aucun changement dans les cycles annuels. Par contre, les teneurs au fond du lac ont augmenté par rapport à 1974 lors des périodes de stratification estivale.

Les Oscillaires sont toujours présentes dans le lac (apparition en Avril et Mai 1977, en Avril, Mai et début Juin 1978). Par contre, les orthophosphates et les nitrates présentent une diminution de leurs teneurs au fond depuis 1974.

Enfin, la transparence du lac a augmenté , et les frayères de Cyprinidés sont réapparues, ce qui laisse présager d'une amélioration de l'état général du lac.

## C - PROGRAMME D'ETUDE DU LAC.

La campagne d'oxygénation de l'Air Liquide a été arrêtée le 31 Octobre 1978.

Mais, il faut continuer à surveiller le "patient", afin de pouvoir suivre son évolution et de prévenir toute "rechute". D'autre part, il faut pouvoir connaitre les apports du bassin versant dans le lac.

En Décembre 1979, s'est tenue une réunion avec des représentants du S I V O M de Nantua, de l'I N R A de Thonon, du Ministère de l'Environnement et du cadre de vie, et des représentants des municipalités, des membres du C.T.G.R.E.F.* d'Aix les Bains... Il y a été décidé d'établir un programme coordonné d'études du lac de Nantua.

La mise au point de modèles mathématiques a été confiée au département Biométrie de l'I N R A. Cela consiste en la recherche : d'un modèle de bilan pour le phosphore dans le lac et les sédiments ; d'un modèle thermique simulant le cycle annuel de stratification et son incidence sur les phénomènes de transport ; enfin en celle d'un modèle écologique concernant la dynamique saisonnière de l'azote, du phosphore, du phytoplancton et de l'oxygène dissous.

La collecte de divers paramètres a été confiée à l'I N R A de Thonon (station Hydrobiologie), et au C T G R E F d'Aix les Bains.

L'I N R A réalisera la mesure en continu de la température des eaux, ainsi que celle de divers paramètres météorologiques sur le bassin versant de Nantua : pression atmosphérique, vitesse et direction du vent, température de l'air, hygrométrie, pluviométrie, radiation globale et durée d'éclairement. L'I N R A essaiera

* Centre Technique du Génie Rural des Eaux et Forêts.

aussi de suivre le destin du carbone organique apporté au lac par les plantes, et réalisera une estimation quantitative des nutriments contenus dans les sédiments.

Le C T GR E F s'occupera d'évaluer le flux des fertilisants provenant au lac par ses tributaires ou en sortant par l'émissaire, et d'estimer les surverses par temps de pluie du réseau d'assainissement de l'agglomération dans le lac ou dans les affluents.

Aujourd'hui, grâce à une action concertée du SI V OM de Nantua, de la station d'Hydrobiologie de l'I N R A de Thonon, et des pouvoirs publics, le lac de Nantua est revenu à un état de santé acceptable.

Mais il a fallu que le problème de la pollution de ce lac apparaisse aux yeux de tous de façon flagrante, pour que les municipalités puissent envisager de réparer les erreurs qu'elles avaient faites autrefois et de traiter le lac. C'est le mérite de l'I N R A de Thonon d'avoir pu démontrer, par ses mesures, l'état eutrophe du lac et les origines de cette eutrophisation.

Néanmoins, si les apports d'éléments nutritifs au lac sont limités, si une réoxygénation a été réalisée, il ne faut pas s'arrêter là. Il faut continuer à surveiller le lac et essayer de l'épurer totalement, enfin le protèger contre tout risque de pollution.

X X

X

## III - QUE PEUT-ON FAIRE POUR SAUVER LES LACS ?

L'eutrophisation est une maladie des lacs. Elle peut avoir des conséquences graves pour la vie même de ces lacs, et présenter de nombreux dommages pour les riverains. Nous allons essayer de traiter la maladie eutrophisation comme une maladie animale, en présentant d'abord la maladie elle-même, puis son traitement.

### A - L'EUTROPHISATION

#### 1 - Définition

L'eutrophisation est un processus évolutif, naturel ou provoqué, accroîssant la teneur d'un lac en sels nutritifs (nitrates, phosphates en particulier) et le rendant ainsi de plus en plus riche en organismes vivants et en matières organiques. Un lac eutrophe est un lac trop riche en nourriture pour les végétaux.

Quel que soit leur mode de formation, dans les conditions naturelles, les lacs sont voués à un comblement progressif par les apports de matériaux en provenance des affluents. Avec la diminution de profondeur, l'apport d'éléments nutritifs, la production de matière organique dans le lac s'accroît.

Dans les conditions naturelles, cette évolution est très lente, et imperceptible à l'observation humaine.

Mais elle peut être accélérée et provoquée, par un enrichissement en éléments fertilisants provenant de certaines activités humaines.

Ainsi lorsque vont se développer de telles activités sur le bassin versant d'un lac, il y aura augmentation de la population, intensification de l'agriculture, et développement de l'industrie.

Tous les déchets provenant de l'homme et de ses entreprises vont donc arriver au lac en quantité importante par les rivières, les égouts, le ruissellement, les eaux souterraines, les pluies. L'utilisation d'engrais, de façon massive par l'agriculture, sur des sols qui seront lavés par la pluie, l'emploi de détergents phosphatés, l'accroîssement des effluents domestiques et des rejets de certaines industries vont augmenter les apports nutritifs au lac.

Le renouvellement des eaux d'un lac étant peu rapide, les éléments nutritifs vont donc y rester un temps d'autant plus long, et le lac s'enrichira constamment en éléments nutritifs.

2 - Symptômes.

Ces lacs eutrophes vont développer certaines caractéristiques qui leur sont propres. Outre l'augmentation des quantités présentes d'azote et de phosphore, leur couleur va passer du vert au brun, leur transparence va diminuer.

Les fonds, couverts d'une vase riche en matières organiques et facilement putrescibles, sont dépourvus d'oxygène une partie de l'année, en été et en automne. Ces fonds, réducteurs, contiennent du gaz carbonique et des composés ammoniacaux et sulfurés ( ces derniers colorant la vase en noir : sulfure de fer).

Ces lacs peuvent être colorés en rouge sang une partie de l'année par une fleur d'eau due à l'algue *Oscillatoria rubescens*. Il y a modification quantitative et qualitative des populations animales et végétales. Ainsi, dans les peuplements d'algues, les Cyanophycées vont s'accroître de façon importante, tandis que les Diatomées vont nettement diminuer. D'autre part, en raison de la diminution de l'oxygène disponible en profondeur, les poissons nobles des profondeurs (comme l'omble-chevalier) vont disparaître.

3 - Conséquences.

L'eutrophisation d'un lac présente un certain nombre de nuisances vis-à-vis des communautés humaines.

Dans un premier temps, cette eutrophisation est souvent considérée d'un œil favorable. En effet, au début de son installation, on peut noter un accroîssement du rendement de la pêche. Mais cet aspect favorable comporte de graves inconvénients.

C'est d'abord la valeur esthétique du lac qui est atteinte, avec la formation de masses d'algues et la diminution de la transparence. Il apparaît de mauvaises odeurs dues à la putréfaction des algues. Il s'ensuit une dépréciation des propriétés riveraines, et la désertion de la région par les touristes, la présence de grandes quantités d'algues ou de plantes aquatiques entraînant une entrave à la navigation de plaisance ou à la baignade.

Mais il y a d'autres effets aussi graves, notamment en ce qui concerne les poissons. Il y a envasement progressif des frayères de Salmonidés. L'oxygène dissous va se raréfier au voisinage des fonds. Tout cela va produire une diminution des Salmonidés, la disparition totale des espèces les plus estimées pour la pêche (truites...).

D'autre part, les lacs représentent des ressources en eau très importantes. Mais ces ressources perdent de leur valeur si l'eutrophisation s'est installée. Les filtres ne sont plus capables de retenir les quantités de plus en plus importantes d'algues. Il est nécessaire de recourir à des traitements plus coûteux pour enlever les mauvaix goûts qui apparaissent.

L'eutrophisation,augmentant la teneur en matière organique de l'eau, va favoriser la multiplication et la dispersion de microorganismes parmi lesquels se trouvent des germes pathogènes. Les matières organiques présentes peuvent créer des conditions de milieu stimulant l'activité de microorganismes dont les produits métaboliques sont toxiques. Il peut y avoir aussi synergie entre matières organiques et métaux lourds.

Enfin certaines algues peuvent être toxiques.

Il faut donc une surveillance étroite des réseaux de pompage des eaux d'un lac.

4 - Etiologie

Pour constituer leurs tissus, les végétaux d'eau douce exercent sur le milieu environnant une demande d'éléments minéraux approximativement proportionnelle à leur composition.

En comparant, pour chaque élément, la demande à l'apport nous pouvons les classer par ordre d'insatisfaction.

| Elément | Demande : % dans le tissu végétal | Apport : % dans l'eau naturelle | Rapport |
|---|---|---|---|
| Phosphore | 0,08 | 0,000 001 | 80 000 |
| Azote | 0,7 | 0,000 023 | 30 000 |
| Carbone | 6,5 | 0,0012 | 5 000 |
| Silice | 1,3 | 0,000 65 | 2 000 |
| Potassium | 0,3 | 0,000 23 | 1 300 |

Nous pouvons donc voir que la production végétale d'eau douce dépend de la disponibilité en phosphore. Celui-ci est le facteur limitant. L'azote est rarement limitant sauf dans le cas de certains lacs où l'apport en phosphore est très important.

Ainsi, les teneurs indicatives d'eutrophie pour le phosphore et l'azote (charges internes) ont été établies à 0,01 - 0,09 mg/l de phosphore total, et 0,5 - 1,3 mg/l d'azote total. Le lac de Nantua, qui contenait 0,047 mg/l du seul phosphore soluble , et 0,42 mg/l du seul azote minéral, fait bien partie des lacs eutrophes.

Le lac de Nantua recevait, de 1966 à 1970, une charge externe de 1,72 g/$m^2$ /an de phosphore soluble et 7,4 g/$m^2$/an d'azote minéral. Ces charges sont bien supérieures à celles données comme dangereuses par VOLLENWEIDER, en 1968, pour un lac d'une profondeur moyenne de 30 m : 0,4 g/$m^2$/an de phosphore total, et 6 g/$m^2$/an d'azote total.

L'homme va donc accélérer l'eutrophisation en augmentant les apports nutritifs (spécialement en phosphore) arrivant au lac par les rivières, les égoûts, le ruissellement, les eaux souterraines, les pluies. Ces apports vont provenir des eaux-vannes urbaines, des rejets de certaines industries, de détergents phosphatés, de l'érosion de sols enrichis par les engrais.

En zone urbaine, la principale source de phosphore provient de l'emploi important de détergents phosphatés, lesquels vont, par les égoûts, directement dans le lac. L'accroîssement de la population en amont du lac ne peut qu'augmenter de façon importante la quantité de détergents utilisés. D'autre part, le réseau d'égoûts chargé d'intercepter les effluents domestiques ne suit bien souvent pas l'accroîssement de la population. Enfin les stations d'épuration présentent souvent des traitements qui n'ont pas pour but d'éliminer le phosphore. A côté de ces effluents domestiques, les jardins publics, les parcs sont soumis à une fertilisation intensive.

Parallèlement à l'accroîssement de la population d'une ville apparait, aux abords de celle-ci, un développement industriel quelquefois considérable. Il peut s'ensuivre un rejet d'effluents dans lesquels sont présents des éléments nutritifs. Mais ceux-ci sont en quantité moindre par rapport aux effluents domestiques.

En zone rurale, une agriculture intensive peut intervenir dans l'eutrophisation d'un lac. En effet, la majeure partie du phosphore extrait intervient dans la production de fertilisants. La plante n'utilise que 5 à 15 % de ce phosphore, le reste se trouvant donc entraîné dans le sol. Alors que l'azote se présente sous des formes beaucoup plus solubles et sera entraîné plus facilement par lessivage, le phosphore est beaucoup plus lié au sol. Mais le phosphore accumulé à la surface des sols pourra être entraîné par érosion et se retrouver dans les eaux du lac.

D'autre part, il ne faut pas oublier la présence d'effluents physiologiques provenant des animaux.

Enfin, les industries laitières découlant des différents élevages représentent elles-aussi une menace, dans la mesure où elles rejettent des eaux résiduaires insuffisamment traitées.

Indépendemment des sources d'éléments nutritifs, interviennent d'autres facteurs de la production, qui, modifiés, peuvent provoquer l'eutrophisation d'un lac, les fertilisants provenant du bassin versant ou étant remis en solution à partir des sédiments. C'est le cas pour différents facteurs comme l'élévation de la température, l'accroîssement de l'éclairement, l'augmentation du temps de séjour.

## B - PROTECTION ET TRAITEMENT DU LAC

Il s'avère nécessaire d'arrêter l'eutrophisation et de traiter les lacs atteints.

Mais il ne servirait à rien de traiter le lac et de vouloir l'amener à un état oligotrophe, si l'on ne fait rien contre les sources d'eutrophisation. Il est nécessaire de commencer par maîtriser les apports au lac, avant de traiter celui-ci. Parfois les mesures de protection s'avèrent suffisantes pour ramener le lac à un état acceptable.

Nous commencerons donc par voir les mesures de protection, que nous pourrions appeler "prophylaxie" de l'eutrophisation, puis les mesures curatives, c'est-à-dire le traitement du lac proprement dit. Seules les méthodes efficaces, pratiques, courantes feront ici l'objet d'un bref exposé.

Les organismes responsables du traitement d'un lac doivent faire un choix parmi les techniques qui s'offrent à eux, pour déterminer la meilleure solution, en fonction de l'état du lac, des moyens financiers dont ils disposent, et de l'état auquel il veulent amener le "malade".

## 1 - Prophylaxie

La protection d'un lac contre l'eutrophisation est possible, peu coûteuse et efficace. Il est maintenant nécessaire de la mettre en place pour tout lac en contact avec des sources d'eutrophisation, ainsi que pour tout lac déjà atteint.

### 1.1 - Intervention sur les facteurs énergétiques.

C'est une mesure qui consiste à limiter l'apport d'énergie solaire servant à la photosynthèse, à l'aide d'un écran.

Cet écran peut être créé directement dans l'atmosphère : utilisation d'un écran pare-soleil...., il peut être disposé à la surface de l'eau : pose d'un film plus ou moins consistant. Enfin, il peut être aussi créé dans l'eau (turbidité provoquée par des particules en suspension : action de poissons fouisseurs dans les eaux peu profondes)(1).

Néanmoins, ces méthodes sont peu pratiques et peu efficaces.

### 1.2 - Intervention sur le bassin versant.

#### 1.2.1. - Dérivation et épuration des effluents.

La dérivation des effluents doit être préférée à toute autre mesure de protection, partout où elle peut être entreprise à un coût supportable. C'est en effet la plus sûre des méthodes de prévention.

Elle consiste à collecter dans un égoût les effluents d'un réseau d'assainissement, et à les conduire à l'aval du lac, après les avoir épurés. L'épuration se fait de manière conventionnelle par traitement primaire et secondaire (13).

Le traitement primaire consiste à laisser reposer l'eau, après avoir effectué un tamisage des solides grossiers et un déssablage, dans des réservoirs pendant 2 à 4 heures.

Le traitement secondaire consiste en un traitement aux boues activées, et une filtration sur lit bactérien.

L'effluent, après avoir séjourné dans un décanteur primaire, va stationner dans un bassin d'aération, où les boues activées (précipité floconneux riche en micro-organismes) sont maintenues en suspension dans l'eau, en présence d'oxygène apporté par insufflation d'air, et réparti dans toute la masse par agitation mécanique. En quittant le bassin d'aération, l'effluent va passer dans un décanteur secondaire, où la boue activée se dépose, entraînant avec elle la plus grande partie des matières organiques en solution.

Les lits bactériens classiques sont obtenus en empilant des matériaux poreux variés dont la granulométrie varie de 40 à 100 mm, les plus petits étant à la partie inférieure. L'effluent, après passage dans un décanteur, est réparti à la surface grâce à un dispositif rotatif, et ruisselle par gravité à travers les matériaux poreux. On le recueille à la partie inférieure pour l'envoyer dans un décanteur secondaire. Après quelques semaines de fonctionnement, le lit bactérien est recouvert d'un film biologique, constitué de microorganismes, lesquels vont effectuer une biodégradation aérobie (19).

Il y a ainsi une forte diminution de la demande biochimique en oxygène et des solides en suspension, et l'effluent est ainsi rejetable sans risques dans un cours d'eau.

Le lac d'Annecy a été ainsi protégé par la construction d'un égoût intercepteur périphérique, d'une station d'épuration, par la collecte et le traitement des ordures ménagères. La progression des collecteurs, le long des rives du lac, s'est accompagnée d'une amélioration des caractères physicochimiques et biologiques des eaux (15).

### 1.2.2. - Traitement des effluents.

L'élimination des fertilisants s'impose là où toute autre solution est impossible. Diverses méthodes sont utilisables, mais elles ne présentent pas une efficacité totale, et ont un coût souvent plus élevé que la dérivation (3)(13).

On peut effectuer une précipitation du phosphore qui se retrouvera dans les boues. Il est possible d'ajouter des agents chimiques (sels d'aluminium, sel ferrique, chaux) pour former avec les ions $PO_4^{---}$ un sel insoluble qui précipitera. L'addition de l'agent précipitant s'effectue soit en tête des bassins de boues activées ("précipitation simultanée"), soit après le bassin de décantation secondaire ("post-précipitation"). La précipitation du phosphore favorise l'élimination des bactéries, des virus, et des œufs de parasites des effluents. La post-précipitation, nécessitant la présence de décanteurs supplémentaires , est donc plus coûteuse que la précipitation simultanée. Il faut aussi tenir compte de la consommation continue de réactif, dans les frais.

Il est possible également d'éliminer le phosphore par d'autres techniques : procédés électrolytiques, emploi de sels de lanthane.

Dans le cas de l'azote, par contre, les procédés sont plus élaborés et atteignent des prix plus élevés. Les nitrates étant moins dangereux que l'ammoniac, on laisse le processus de nitrification aller jusqu'au bout, puis on favorise l'action de microorganismes dénitrifiants qui vont transformer $NO_3$ et $NO_2$ en azote gazeux, ou en $N_2O$.

On peut aussi obtenir une élimination biologique des fertilisants. Les effluents sont traités dans des lagunes très peu profondes. En surface, sont présentes des bactéries aérobies qui vont métaboliser les matières organiques dissoutes. Lors de leur croîssance dans la lagune, les algues vont utiliser le phosphore et l'azote présents dans les effluents. Enfin, pour être efficace, ce système nécessite beaucoup de soleil et de chaleur.

L'élimination simultanée du phosphore et de l'azote peut être obtenue à l'aide d'un traitement à la chaux. Lorsque les composés azotés sont passés à l'état ammoniacal, la chaux peut être introduite dans le cycle d'épuration. Le pH étant élevé, on peut chasser l'ammoniac libéré, sous forme gazeuse, en faisant circuler l'effluent à contre-courant d'un puissant jet d'air, tandis que se précipitent les phosphates.

1.2. 3 - Modification des pratiques agricoles, urbaines et ménagères, des produits et techniques de production.

Par éducation du public, on peut arriver à faire comprendre le problème du lac, et influencer l'attitude du public vis-à-vis de l'utilisation de détergents phosphatés, sur l'importance des égoûts collecteurs.

Il faut aussi pouvoir intervenir sur les industries qui peuvent constituer des sources locales de phosphore, les amener à améliorer leurs techniques de production, et à recycler les effluents.

Si la collecte des effluents urbains et industriels dans un égoût de dérivation, ou la précipitation des fertilisants, permettent de protéger les lacs d'une partie des apports humains, il existe des sources diffuses de fertilisants d'origine agricole. On peut essayer de proposer des mesures permettant de réduire l'apport d'engrais au lac. On peut inciter les agriculteurs à employer des formes moins facilement solubles d'engrais, et plus difficilement entraînables par le vent ; à choisir les périodes d'épandage en fonction de l'activité assimilatrice du sol et des cultures. On peut aussi interdire l'utilisation des engrais sur des sols gelés ou couverts de neige, essayer de réduire la surfertilisation, lutter contre l'érosion des sols.

Le problème des effluents d'élevage industriel se pose aussi, dans la mesure où l'élimination des déchets sous forme de fumier n'est pas souvent possible, et des installations convenables de traitement sont trop coûteuses(1)(3).

2 - Traitement.

Il s'agit de mesures visant à rompre le cycle des substances nutritives qui s'instaure entre la zone de production algale (épilimnion) et les sources de substances nutritives autochtones (sédiments par l'intermédiaire de l'hypolimnion), et à combattre éventuellement les effets secondaires des excès de cette production algale.

2.1 - Dilution des eaux du lac.

Les eaux d'un lac riche en substances nutritives sont diluées à l'aide d'eaux beaucoup plus pauvres. Ce procédé, qui permet de réduire le taux de fertilisants de l'ensemble, a été utilisé avec succès aux U.S.A. où l'on a dilué l'eau d'un lac (le lac Moses) avec une rivière pauvre en fertilisants . (1) (13).

2.2 - Siphonage.

Si le lac dispose d'un exutoire convenable, ce procédé consiste à le forcer à se vider par les eaux du fond, à l'aide d'un barrage ou d'un siphon.

Le siphonage à l'aide d'un barrage est réalisé en plaçant un rideau flottant à la partie aval du lac, près de l'émissaire. Ce rideau doit descendre près du fond, et posséder une ouverture basse permettant de soutirer les eaux du fond. Mais l'efficacité de ce rideau dépend de l'étanchéité sur les bords, laquelle est difficile à réaliser.

Le siphonage peut aussi être effectué à l'aide d'un tuyau au travers duquel sont aspirées les eaux des couches profondes du lac. Il convient de calculer le débit désiré, et le niveau de prise (en profondeur). Il faut aussi construire un barrage sur l'exutoire qui retiendra les eaux de surface. Cette méthode est plus simple mais comporte quelques difficultés. D'abord, il s'ensuivra un réchauffement général des eaux du lac, ce qui n'est pas forcément favorable à sa régénération. D'autre part, il faut connaître exactement la nature des fonds sur lesquels le tuyau doit être posé.(1)(13)

2.3 - Aération de l'hypolimnion.

Dans les lacs eutrophes, la teneur en oxygène dissous de l'hypolimnion diminue de façon importante, pouvant aller jusqu'à disparaître. Il y a ainsi minéralisation incomplète des matières organiques au fond du lac, des phosphates et des nitrates s'y accumulent lors de la période de stratification estivale, avant de retourner enrichir les eaux de surface, lors du brassage des eaux du lac précédant la période de circulation hivernale.

Les différents procédés d'aération consistent en une réoxygénation des eaux de l'hypolimnion. Cette réoxygénation va créer des conditions d'oxydation des fonds qui empêchent la remise en solution des substances nutritives stockées dans le sédiment, tout en conservant la stratification du lac. (1)(13)

En France, la société "L'Air Liquide" a mis au point des oxygénateurs fixes (conçus pour des utilisations de longue durée), et des oxygénateurs mobiles, pouvant être montés sur des embarcations. L'eau hypolimnique est amenée par des conduites d'aspiration dans l'oxygénateur. L'eau ainsi réoxygénée va être réintroduite dans le lac par des conduites de réinjection.

Les différents oxygénateurs de l'Air Liquide ont été utilisés en France sur différents plans d'eau (lac, rivière, étang), notamment sur le lac de Nantua. Mais, on ne connaît pas l'efficacité réelle et à long terme du procédé, une fois l'aération arrêtée. (24)

En Suède, Norvège, Allemagne de l'Ouest, la Société "Atlas Copco" a utilisé un réoxygénateur de l'hypolimnion nommé "Limno", depuis 1971. Ce réoxygénateur est ancré au fond des lacs, et alimenté par une station de compression d'air placée sur la berge. (12)

En Finlande, pays de lacs, s'est posé aussi le problème de l'eutrophisation : on a estimé à 15 % (soit 4700 $km^2$) la surface de lacs ainsi touchée. Ces lacs sont situés essentiellement dans le sud et le sud-ouest, là où vit 40 % de la population totale. Les responsables de cette eutrophisation sont surtout l'industrie de la pâte à papier, et les eaux usées domestiques. Dans le domaine de l'aération hypolimnique, a été mis au point un réoxygénateur : l'"Hexidor". Cet appareil est placé aussi sur le lac, l'agent oxydant étant mélangé aux eaux aspirées dans l'appareil. (4)

## 2.4 - Circulation, destratification

Ce procédé a été mis au point dans des lacs peu profonds, ou dans des barrages stockant l'eau nécessaire à la production d'eau potable. On évite la stratification par injections d'air, et par brassage incessant.

Il est possible de réoxygéner totalement un lac peu profond, par des rideaux de bulles d'air comprimé. Un rideau comprend :

- un ou plusieurs tubes immergés, ancrés au fond de l'eau, et percés de trous espacés,
- une station de compression pour l'alimentation en air comprimé des tubes,
- un système de régulation.

Ces rideaux réoxygènent le lac, et provoquent une circulation de l'eau qui va remonter à la surface.

D'autre part, il a été constaté que la mise en mouvement continuelle des algues les ramenait vers des zones où la lumière fait défaut, près du fond. Leur quantité va ainsi diminuer (en raison de la diminution d'apports d'énergie), et la nature de leur peuplement va changer.

Mais les mouvements d'eau risquent de remettre en solution les fertilisants contenus dans les sédiments. (1)(13).

2.5 - Récoltes.

Il est possible d'agir sur la quantité de matières nutritives en réalisant un retrait systématique des excès d'organismes.

Ainsi, le retrait du phytoplancton permet d'éviter que des quantités importantes de fertilisants aillent se déposer sur le fond du lac lors de la mort des algues. Dans certains lacs américains, on récolte des phanérogames aquatiques, ainsi que des poissons.

Seule, cette méthode ne sera pas suffisante, mais associée à d'autres, elle peut intervenir de façon intéressante. Enfin, elle permet de se débarrasser des excès d'algues. (1)

## 2.6 - Inactivation, précipitation

Cela consiste en l'introduction dans le lac d'un composé chimique non toxique chargé de se lier aux substances fertilisantes et de les entraîner au fond. Cette méthode permet de réduire les teneurs en éléments nutritifs dans l'épilimnion, et ainsi de diminuer la croîssance. Les produits utilisés sont notamment le sulfate de cuivre et le sulfate d'aluminium.

Il existe un grand risque à employer cette méthode. En effet, il n'y a pas retrait des fertilisants mais précipitation au fond du lac. D'une part, cet apport supplémentaire de fertilisants peut avoir de graves répercussions sur le phénomène de minéralisation de la vase, et d'autre part, selon les conditions régnant au fond, il peut y avoir remise en solution de ces fertilisants. (1)(13)

## 2.7 - Action directe sur les organismes et contrôle de leur prolifération.

Les moyens chimiques ont été les plus utilisés. Ainsi le sulfate de cuivre et divers algicides ont été employés pour tuer les algues et autres plantes aquatiques. Mais ces procédés ne sont que palliatifs et entraînent des apports de fertilisants au fond. Ils sont coûteux et leur efficacité est doûteuse.

On s'oriente davantage maintenant vers la lutte biologique, soit à l'aide de parasites (virus de Cyanophycées), soit par l'introduction de poissons capables de se nourrir aux dépens d'algues. (1)(13)

## 2.8 -Intervention sur le sédiment.

Dans un lac, les matières organiques présentes vont progressivement, lors de la mort du phytoplancton, tomber au fond du lac et s'accumuler sur la vase. La zone superficielle, biologiquement active, de cette vase va minéraliser ces matières organiques.

Mais si le lac est eutrophe, l'enrichissement en matières organiques est important, la teneur en oxygène de l'hypolimnion va être réduite de façon considérable, et la minéralisation ne se fera plus convenablement. Lors du brassage automnal des eaux du lac, il va y avoir remise en solution des éléments nutritifs (phosphore, azote), qui vont revenir dans le cycle d'enrichissement du lac.

Des interventions sur le sédiment ont donc été préconisées, pour réduire le transfert des substances nutritives vers l'hypolimnion.

Le dragage du sédiment a été expérimenté, en Suède notamment. La vase riche en eau est pompée, puis décantée dans un bassin. Le sédiment, après sèchage, peut être utilisé en tant qu'engrais, tandis que l'eau surnageante, traitée pour précipiter le phosphore, est rejetée au lac. Mais cette technique est limitée par la profondeur de l'extraction, l'épaisseur des matériaux à extraire et leur devenir.

On a aussi essayé d'isoler le fond du lac, par dépôt d'un film, formé par une matière synthétique, des graviers ou de l'argile.

Pour éviter les difficultés du dragage, et accroître l'efficacité de l'isolation, les chercheurs de la station d'hydrobiologie lacustre de l'I N R A de Thonon ont expérimenté un traitement physicochimique du sédiment sur un lac situé à proximité, le lac du Morillon ($3000\,m^2$, profondeur 5,5 m, avec un hypolimnion fertile et riche en $H_2S$). Le principe du traitement est de créer une couche épaisse de quelques dizaines de centimètres et présentant un fort pouvoir de fixation. La technique consiste à brasser le sédiment sur une vingtaine de centimètres d'épaisseur, et à y injecter simultanément les réactifs, à l'aide d'un rateau en forme de V percé de trous régulièrement espacés par lesquels jaillit de l'eau sous pression véhiculant les réactifs, et remorqué à partir d'un ponton.

Pour des lacs de plus grandes dimensions, cette technique n'est utilisable que si l'on conçoit un appareillage entièrement immergeable, ou bien en utilisant des explosifs disposés dans le sédiment et entourés des réactifs à disperser. D'autre part, tout le sédiment du lac n'a pas la même aptitude à échanger des substances nu-

tritives avec l'eau hypolimnique. On doit donc déterminer les zones fertiles qu'il faut traiter. (1)

Mais il ne faut pas oublier que ces opérations sur le sédiment ne doivent être réalisées qu'après avoir réduit les apports d'éléments nutritifs au lac, et traité par ailleurs les eaux de ce lac.

Plusieurs moyens s'offrent à nous de traiter un lac, mais il ne faut pas oublier que les mesures de prévention sont essentielles, et doivent être mises en œuvre en premier. Parmi celles-ci, la dérivation des effluents est la plus simple, la plus sûre, et souvent d'un coût supportable. Une fois de plus la prophylaxie est supérieure au traitement.

Quand le lac est déjà eutrophe, il est alors nécessaire d'y joindre des méthodes de traitement proprement dites. L'aération de l'hypolimnion est, d'entre elles, la plus efficace. Mais on peut y joindre d'autres procédés plus simples, comme la récolte des algues par exemple. On peut aussi éventuellement traiter directement le sédiment.

Il faut se souvenir aussi que toutes ces opérations entraînent une certaine dépense, qui sera supportée pour une bonne part par les communes. Il convient alors d'examiner attentivement le problème, afin d'obtenir un traitement entrant dans les limites des dépenses souhaitées et dans le degré d'épuration désiré.

X X

X

# CONCLUSION

La pollution et l'eutrophisation des lacs revêtent aujourd'hui une grande importance. En effet, une grande partie de ces lacs, qui constituent un réservoir inappréciable d'eau potable, est déjà atteinte. Malheureusement, nous ne prenons conscience de ce problème que lorsque le mal est déjà fait. Il nous faut alors mettre en œuvre de nombreux procédés, pour essayer de retrouver l'état naturel du lac, état que nous avons perdu par négligence ou ignorance. Sans compter les dépenses que cela entraîne pour les communes riveraines.

Il faudrait donc, d'une part, traiter les lacs atteints, et d'autre part, prendre des mesures de prophylaxie, c'est-à-dire surveiller et protéger les lacs encore oligotrophes. Il devient nécessaire de prendre ces mesures vis-à-vis de tout lac susceptible d'être touché par l'eutrophisation.

Enfin, il faudrait refaire un inventaire des lacs français, et établir pour chacun d'eux un diagnostic précis de son état de santé.

X X

X

Vu : Le Professeur de l'Ecole Vétérinaire
rapporteur

Professeur GODFRAIN

Vu : Le Directeur de l'Ecole
Vétérinaire

Professeur R. LAUTIE

Vu : Le Président de la Thèse

Professeur BOURBON

VU ET PERMIS D'IMPRIMER
Toulouse, le 23 3 1981
P/ LE PRESIDENT DE L'UNIVERSITE
PAUL SABATIER, et par délégation
LE VICE-PRESIDENT,

UNIVERSITE PAUL SABATIER TOULOUSE

Professeur L. LARENG

# BIBLIOGRAPHIE

1 - BARROIN (G.) - La lutte contre l'eutrophisation, essai d'un nouveau type d'intervention. Nuisance et Environnement, Octobre 1973.

2 - BARROIN (G.) - L'eutrophisation des lacs : causes et conséquences. Congrès ann.Soc.Franç.hyg;Med.Soc et Génie sanitaire, 1975.

3 - BARROIN (G.) - La lutte contre l'eutrophisation. Aménagement et Nature,1976,44.

4 - BARROIN (G.) - L'eutrophisation des lacs : un aperçu de l'expérience finlandaise. L'Eau et l'Industrie, 1978, 23, 57-60.

5 - BENZECRI (J.P.) - L'analyse des données. Dunod, 1973.

6 - FEUILLADE (J.), FEUILLADE (M.) - Distribution et corrélation des principales variables hydrobiologiques dans un lac eutrophe (Nantua, 1969-1972) - Colloque poll.prot.eaux région Rhône-Alpes, 1972.

7 - FEUILLADE (J.) - Application de la méthode de l'analyse factorielle des correspondances à la classification des lacs en fonction de leur degré d'eutrophie. Chemosphère, 1972, 2, 95-100.

8 - FEUILLADE (J.) ORAND (A.) - Paramètres physicochimiques du réseau hydrographique du lac de Nantua. Relations avec les Oscillaires. Ann.Hydrob.,1974, 5, 95-120.

9 - FEUILLADE (J.) FEUILLADE (M.) - Etude des besoins en azote et en phosphore d'Oscillatoria rubescens D.C. à l'aide de cultures en chémostats. Verh.int. Ver. Limnol., 1975, 19, 2698-2708.

10 - FEUILLADE (M.) - Croîssance d'Oscillatoria rubescens et variations quantitatives de la chlorophylle et des différents caroténoïdes en fonction de l'éclairement. Ann.Hydrob.,1972,3,21.

11 - HUBAULT (E.) - Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France. Ann.Ec.nation.Eaux et Forêts,1947,10,115-260.

12 - LAPORTE (C.) - Réoxygénation des lacs et des rivières par l'air comprimé. L'Eau et l'Industrie, 1976, 9, 57-76.

13 - LAURENT (P.J.)- L'eutrophisation des lacs. Tech.Eau Assain.,1971,300,53-62.

14 - LAURENT (P.J.) - Que peut-on faire pour sauver les lacs ? Lectures of the Intern.Scient.Conference of hunting (16-18 sept.1971),III,IV Section,49-58.

15 - LAURENT (P.J.) - Peut-on sauver les lacs ? Exemple du lac d'Annecy. T.S.M. L'eau, Déc.1972.

16 - LEGER (L.) - Etude hydrobiologique en vue de l'aménagement et la restauration piscicole du lac de Nantua. Trav.lab.Hydrobiol.Piscic.Univ.Grenoble,1927,12, 5-79.

17 - ORAND (A.), GAGNAIRE (J.) - Quelques données préliminaires sur l'hydrobiologie du lac de Nantua. Bull.Sect.Géogr.Com.Trav.hist.Scient.,1969,80,235.

18 - ORAND (A.) - Résumé des résultats de recherches sur le bassin représentatif de Nantua-Sylans (Ain,France) - Cahiers ORSTOM, sér.Hydrol.,vol.XI,2,1974.

19 - PESSON (P.) et coll.- La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars, 1976.

20 - RAY (H.P.), FOL (V.) - Problème de la pollution du lac de Nantua. Avant-propos de l'hygiéniste. Rev.Inst.Pasteur , Lyon,1968,1,405-411.

21 - RODIER (J.) - L'analyse chimique et physicochimique de l'eau .Dunod, 1973.

22 - SERRUYA (S.),VIVIER (P.) ORAND (A.) - Effets de quelques facteurs externes sur la thermique du lac de Nantua. Bull.Int.Ass.Scient.Hydrol., 1966,70, Symposium de Garda, 371.

23 - SERRUYA (S.), ROMANENS (M.) ORAND (A.) - Aperçu des relations entre la chimie des eaux et la sédimentation dans le lac de Nantua. Bull.fr.Piscic., 1966, 218, 5-10.

24 - TORRES (J.P.), JAMONET (B.) - Réoxygénation des eaux de surface avec l'oxygène pur, selon les techniques de l'Air Liquide. L'eau et l'Industrie, 1978,21, 53-59.

25 - VIVIER (P.), SERRUYA (S.) - La pollution organique dans le lac de Nantua. L'Eau, 1966, 4, 167.

26 - VIVIER (P.), ORAND (A.) - Sur les variations de quelques éléments chimiques dans le lac de Nantua (Ain). Mélanges Maurice Pardé, 1967, 717.

27 - VIVIER (P.), SERRUYA (S.), ORAND (A.) - Caractères généraux de la pollution organique du lac de Nantua (Ain) - Rev. Inst.Pasteur,Lyon,1968,1,411-499.

28 - VIVIER (P.) , ORAND (A.) - Un lac très eutrophisé : Le lac de Nantua. Ass. franç., Limnol. , congrès Italie, 1971.